



Universitat de les
Illes Balears

Avaluació dels esculls artificials i de les reserves marines com a eines de gestió dels recursos íctics litorals a les Illes Balears

TESI DOCTORAL

Josep Coll Montserrat



PROGRAMA DE DOCTORAT DE BIOLOGIA

DEPARTAMENT DE BIOLOGIA

2013

A mis padres, Andrés y Catalina,
a mis hermanos Toni, Andrés y Lucía;
a mi tío Bacus, alias Toni Coll; y
a Paz Sancho.

Denominador común: aman la naturaleza y a los seres que
la habitan

ÍNDIX

RESUM	7
RESUMEN	10
ABSTRACT	13

PART I. INTRODUCCIÓ GENERAL

CAPÍTOL 1. Introducció General	17
--------------------------------------	----

PART II. ELS ESCULLS ARTIFICIALS

CAPÍTOL 2. Introducció als esculls artificials	57
--	----

CAPÍTOL 3. Efectes del substrat i del temps de fondeig sobre la comunitat íctica associada a un escull artificial a l'illa de Formentera.	67
--	----

CAPÍTOL 4. Estat de les poblacions de peixos a tres esculls artificials de les Illes Balears i la seva influència en la pesquera de tremall després d'una dècada de fondeig	69
---	----

PART III. LES ÀREES MARINES PROTEGIDES (AMPs)

CAPÍTOL 5. Introducció a les AMPs	75
---	----

CAPÍTOL 6. Efectes del nivell de protecció i de la capacitat de càrrega a tres AMPs de les Illes Balears.	87
--	----

CAPÍTOL 7. L'ús de reserves marines integrals com a eina per a l'avaluació dels recursos íctics litorals a les Illes Balears.	89
--	----

PART IV. CONCLUSIONS GENERALS

CAPÍTOL 8. CONCLUSIONS GENERALS	91
---------------------------------------	----

CONCLUSIONES GENERALES	97
------------------------------	----

GENERAL CONCLUSIONS	101
REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES	105
AGRAÏMENTS	127

RESUM

En un context de creixent valoració de la franja litoral a partir de la Conferència FAO de 1989, la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears desenvolupà un ampli programa d'esculls artificials (EAs) a inicis dels anys 90. Aquest interès pels recursos marins de la franja litoral tingué la seva continuïtat el 1997, quan es publicà el Decret 91/1997 de protecció dels recursos marins de la Comunitat Autònoma, i on es definiren les reserves marines com a eines de gestió pesquera.

Aquesta tesi doctoral ha avaluat d'una manera precisa l'efecte dels esculls artificials (EAs) i de les àrees marines protegides (AMPs) sobre les comunitats i poblacions de peixos litorals, així com la seva validesa en el marc de la gestió pesquera.

En els capítols 2 i 4 d'aquesta tesi, s'ha demostrat que els EAs balears han generat una comunitat íctica d'una diversitat comparable a la de fons rocosos naturals de l'infralitoral inferior (25-30 m) descrita per altres autors. El 74% de les espècies varen colonitzar els EAs en els primers 17 mesos de fondeig, amb un procés de colonització que resultà més ràpid sobre els blocs artificials situats sobre l'alguer de *Posidonia oceanica* que no en els situats sobre fons arenosos.

A partir dels 17 mesos de fondeig, la natura del substrat de base i l'estacionalitat resultaren més importants que la pròpia successió ecològica en la definició d'associacions de peixos, generant-se una clara associació lligada als fons de *Posidonia* i una altra lligada als fons d'arena. Tot i això, indicadors ecològics com la diversitat de Shannon-Weaver i l'equilibritat s'incrementaren significativament amb el temps en els blocs situats sobre arena. L'abundància d'espècies de caire més bentònic, més lligades al substrat, també mostrà una pauta lineal positiva sobre ambdós substrats. El que aquestes espècies, de famílies com els tripterígid, blènnids, gòbids, escorpènids, entre d'altres, depenguin de la pròpia evolució i successió de les comunitats bentòniques sobre l'escull, no ha permès descriure situacions d'equilibri total en el període de temps estudiat (3 anys).

Els fenòmens d'assentament i reclutament sobre els EAs foren mínims, de molt poques espècies i sense importància comercial. Les distribucions de talles mostraren majoritàriament freqüències superiors de peixos de talla mitjana i grossa respecte les talles petites. Aquests patrons indiquen que els processos d'agregació/concentració de peixos podien ser més importants que els processos de producció de biomassa. Sense descartar una importància relativa dels segons, la dominància de l'agregació de peixos podia afavorir teòricament la capturabilitat de la flota artesanal i conduir a situacions indesitjades de sobrepesca.

La possibilitat de l'augment del risc de sobrepesca s'ha testat en el capítol 4, tot comprovant els requisits que Bohnsack (1989) havia establert per a obtenir una valoració positiva dels EAs d'agregació; és a dir, les condicions que s'haurien d'acomplir per a que els EAs no conduïssin a una situació indesitjable de sobreexplotació. El capítol 4 conclou, per una banda, que els EAs no han constituït una pesquera diferenciada en composició d'espècies i CPUE respecte de les pesqueres sobre fons naturals de mitjana/alta complexitat estructural. D'altra banda, s'ha demostrat que malgrat la pressió de pesca sobre els EAs es pot considerar moderada/alta, les taxes d'immigració de peixos als

esculls són elevades, l'eficiència del principal ormeig emprat per la flota d'arts menors (el tremall) ha estat només important per a un nombre reduït d'espècies, i que existeixen esculls naturals, a les mateixes cotes batimètriques i en el mateix entorn geogràfic, que contenen recursos pesquers en millor estat que el dels propis EAs.

El conjunt d'aquests resultats i el fet que l'encerclament, principal modalitat de pesca que podria realitzar captures massives sobre espècies gregàries en els EAs (e.g. *Seriola dumerili*, *Diplodus vulgaris*), estigui prohibit a la fondària on es situen aquests EAs, indica que la política d'EAs de producció/agregació no ha incrementat el risc de sobrepesca dels recursos litorals. Així mateix, i dins la valoració general dels EAs, el fet que aquests dispositius no constitueixen una estratègia de pesca comparable als *métiers* tradicionals de la flota d'arts menors, respon al fet socioeconòmic de minva generalitzada de la flota i de minva de la diversitat d'ormeigs emprats. Unes pautes que, s'ha de subratllar, són degudes a canvis socioeconòmics i en gran mesura independents de l'estat dels recursos marins litorals.

L'estudi pesquer dels EAs ha permès dilucidar també que existeix un gradient de conservació dels ecosistemes i dels recursos marins que està sobreimposat als gradients d'eutròfia/oligotròfia que altres autors havien assenyalat com a principal factor determinant de les comunitats dels EAs i del seu èxit pesquer. A l'entorn de la badia de Palma, amb concentracions de clorofil·la "a" a la columna d'aigua més elevades que els ambients clarament oligotròfics del sud de Formentera, no s'ha produït una pesquera més diversa i més abundant que la de la Pitiüsa menor, on la biomassa mitjana de peixos ha estat 3 vegades superior, responent a un millor estat global del seus ecosistemes marins.

La política d'AMPs ha estat molt positiva en el període de temps estudiat (de 2000 a 2011). Amb aquesta mesura de gestió s'han aconseguit recuperar grups importants d'espècies d'interès pesquer, amb augments de biomassa de fins a un factor de x3. La recuperació de les poblacions dins les reserves integrals va ser ràpida, produint-se en els primers 5 anys de protecció i, per primera vegada a la Mediterrània Occidental, s'han descrit situacions de saturació de la biomassa equivalents a la capacitat de càrrega del sistema. Els processos de recuperació es varen caracteritzar per un increment de la diversitat d'espècies i una major freqüència dels peixos grossos. La major esperança de vida dels peixos en les zones protegides permeté un creixement des del reclutament fins a talles grosses i, per altra banda, afavorí una immigració de peixos de major talla, des d'aigües més profundes, en aquelles reserves integrals amb pendent propers i pronunciats cap a aigües obertes.

Les reserves parcials només han demostrat algun efecte positiu si les modalitats de pesca més efectives sobre cada hàbitat (e.g. tremall sobre fons poc complexos i pesca submarina sobre fons rocosos amb una elevada complexitat ambiental) han estat prohibides.

Tot i els resultats generalment positius, l'estudi de les AMPs balears demostra que, si més no, en dos casos, la ubicació de les reserves integrals no es va fer seguint uns criteris estrictament ecològics. D'una banda, els valors finals de biomassa a la reserva integral de Menorca no superaren els de la zona parcialment protegida, que ofereix un hàbitat de major qualitat. D'altra banda, i malgrat els

patrons creixents i significatius, la majoria d'indicadors de la reserva integral de Palma no es diferenciaren finalment dels que s'observaren a les zones explotades. Així mateix, els valors de saturació de les reserves integrals ($< 28 \text{ t Km}^{-2}$) han estat molt inferiors als valors de biomassa assolits en altres reserves marines de la Mediterrània Occidental que sí es poden considerar com a *hot spots* i que, segons la literatura, han de ser els objectius prioritaris a protegir.

El fet que les AMPs balears i, concretament, les seves reserves integrals siguin representatives d'una bona part de les costes balears, ha permès desenvolupar una metodologia que possibilita fer-les servir de referència en l'avaluació dels recursos explotats a la resta del litoral. L'assoliment de la capacitat de càrrega en tots els llocs estudiats en aquestes reserves integrals, i l'anàlisi dels factors ambientals que provoquen la variació d'aquesta capacitat de càrrega, ha permès generar un model predictiu de biomassa en les condicions de màxima conservació. Els factors que varen resultar significatius han estat àmpliament estudiats i se n'ha comprovat la seva importància en l'estructuració de les comunitats i poblacions de peixos arreu, segons les nombroses referències bibliogràfiques. La fondària, l'exposició a corrents, i l'hidrodinamisme en general, així com la rugositat del fons, i el pendent cap a aigües exteriors, han estat les covariables que millor han explicat la variació de la biomassa al voltant dels valors de saturació. L'aplicació d'aquest model a llocs explotats, en el mateix context geogràfic, ha permès fer una estima del seu estat de conservació o, si es vol, del seu grau d'explotació. Així, s'ha constatat que tan sols el 15% dels llocs estudiats es troba en un bon estat de conservació, el 46% es troba plenament explotat i el 39% pot considerar-se que es troba altament sobreexplotat.

En coneixement dels alts valors de biomassa obtinguts per altres autors a zones considerades com a *hot spots*, s'aconsella incorporar dades d'aquests indrets per millorar la precisió del model, i fer-lo específic, amb un mostreig individualitzat per a espècies concretes. Així mateix, i en el context de l'actual política comunitària (EU) respecte la Directiva Marc d'Estratègia Marina i les condicions desitjades GES (*Good Environmental Status*) que haurien d'assolir els ecosistemes marins dels seus estats membre, es recomana continuar amb els programes de seguiment dels recursos marins litorals, dins i fora de les AMPs, amb dissenys de mostreig contrastats per institucions científiques.

RESUMEN

Esta tesis doctoral ha evaluado de una forma precisa el efecto de los arrecifes artificiales (ARs) y de las áreas marinas protegidas (AMPs) sobre las comunidades y poblaciones de peces litorales así como su validez en el marco de la gestión pesquera. En un contexto de creciente valoración de la franja costera litoral a partir de la Conferencia FAO de 1989, la Dirección General de Pesca del Govern de les Illes Balears desarrolló un amplio programa de ARs a inicios de los años noventa. Este interés por los recursos marinos de la franja litoral tuvo su continuidad en 1997, cuando se publicó el Decreto 91/1997 de protección de los recursos marinos de la Comunidad Autónoma, y donde se definieron las reservas marinas como herramientas de gestión pesquera.

En la parte de esta tesis enfocada a los ARs (capítulos 2 y 4) se ha demostrado que los ARs baleares han generado una comunidad íctica que es comparable en diversidad a la de fondos rocosos naturales del infralitoral inferior (25-30 m) descrita por otros autores en la literatura científica. El 74% de las especies colonizó los ARs dentro de los primeros 17 meses de fondeo, con una colonización más rápida en los bloques situados sobre *Posidonia oceanica* que en los situados sobre fondos arenosos. A partir de los 17 meses de fondeo, la naturaleza del sustrato de base y la estacionalidad, supusieron factores más importantes que la propia sucesión ecológica en la definición de asociaciones de peces; generándose asimismo una asociación de peces claramente ligada a la presencia de *Posidonia* y otra ligada a los fondos de arena. A pesar de estos claros resultados, algunos indicadores ecológicos, como los índices de diversidad de Shannon o la equitabilidad, presentaron funciones crecientes y significativas con el tiempo en los bloques situados sobre arena, mientras que la abundancia de especies más asociadas al fondo, más dependientes de las comunidades bentónicas del propio arrecife, presentaron patrones lineales crecientes sobre ambos sustratos. El hecho de que especies de familias como los tripterígid, blénidos, góbidos, escorpénidos, entre otras, dependan de la propia evolución y sucesión de las comunidades bentónicas sobre el arrecife, no ha permitido describir situaciones globales de equilibrio en el periodo de tiempo estudiado (3 años).

Los fenómenos de asentamiento y reclutamiento sobre los ARs fueron mínimos, de muy pocas especies y sin importancia comercial. Las distribuciones de tallas mostraron mayoritariamente frecuencias superiores de peces de talla mediana y grande respecto a las tallas pequeñas. Estos patrones indican que los procesos de agregación/concentración de peces podían ser más importantes que los procesos de producción de biomasa. Sin descartar una importancia relativa de los segundos, el dominio de la agregación de peces podía favorecer teóricamente la capturabilidad de la flota artesanal y conducir a situaciones no deseadas de sobrepesca.

El contraste de esta hipótesis, el aumento del riesgo de sobrepesca, se ha testado en el capítulo 4, comprobando los requisitos que en un magnífico trabajo de revisión Bohnsack (1989) había establecido para obtener una valoración positiva de los ARs de agregación; es decir, las condiciones por las cuales estos ARs no conducirían a la situación indeseada de sobrepesca. El capítulo 4, concluye, por un lado, que los ARs no han constituido una pesquería diferenciada en composición

específica ni en CPUEs de las pesquerías desarrolladas sobre arrecifes rocosos naturales de mediana/alta complejidad estructural. Asimismo, se ha demostrado que a pesar de una presión pesquera moderada/alta sobre los ARs, las tasas de inmigración de peces a los arrecifes han sido elevadas, la eficiencia del principal aparejo utilizado por la flota artesanal (el trasmallo) ha sido sólo importante para muy pocas especies respecto la comunidad íctica del AR, y que existen arrecifes naturales en las mismas cotas batimétricas y en el mismo entorno geográfico que contienen recursos pesqueros en mejor estado de conservación que el de los propios ARs.

El conjunto de estos resultados y el hecho de que la pesca de cerco, principal modalidad que podría realizar capturas masivas sobre especies gregarias que habitan en los ARs (e.g. *Seriola dumerili*, *Diplodus vulgaris*), esté prohibida a la profundidad en que se encuentran fondeados los arrecifes, indica que la política de ARs de producción/agregación no ha incrementado el riesgo de sobrepesca de los recursos litorales. Asimismo, y dentro de la valoración general de los ARs, el hecho de que éstos no constituyan una estrategia comparable a los *métiers* tradicionales de la flota de artes menores, responde al hecho socioeconómico de disminución generalizada de la flota y reducción de la diversidad de aparejos de pesca utilizados. Unas pautas respecto las que cabe subrayar, son independientes en gran medida del estado de los recursos marinos litorales.

El estudio pesquero de los ARs ha permitido asimismo dilucidar que existe un gradiente de conservación de los ecosistemas y de los recursos marinos que está sobreimpuesto a los gradientes de eutrofia/oligotrofia que otros autores habían determinado como causa principal, determinante de las comunidades arrecifales y del éxito pesquero de los ARs. El entorno de la bahía de Palma, con valores de clorofila “a” para la columna de agua más elevados que los ambientes claramente oligotróficos del sur de Formentera, no ha producido una pesquería más diversa y más abundante que las de la Pitiusa menor, donde la biomasa media de peces fue tres veces superior a la obtenida en Palma, respondiendo a un mejor estado global de su ecosistema marino.

La política de AMPs ha resultado muy positiva en el período de tiempo estudiado (2000 a 2011). Con esta medida de gestión se han conseguido recuperar grupos importantes de especies con interés pesquero, y aumentos de la biomasa total del conjunto de estas especies de hasta un factor de x3. El proceso de recuperación en las reservas integrales fue rápido, dentro de los primeros 5 años de protección, y por primera vez en el Mediterráneo Occidental se han descrito situaciones de saturación de la biomasa equivalentes a la capacidad de carga del sistema. Los procesos de recuperación se dieron con un incremento de la diversidad de especies y con una mayor frecuencia de peces grandes. La mayor esperanza de vida en las zonas protegidas permitió un crecimiento desde la fase de reclutamiento hasta alcanzar tallas grandes y, por otra parte, favoreció una inmigración de peces de mayor talla, desde aguas más profundas, en las reservas integrales que presentaron pendientes pronunciadas hacia aguas exteriores.

Las reservas parciales han demostrado ser efectivas si las modalidades de pesca prohibidas son las más efectivas sobre el tipo de hábitat de cada zona (e.g. trasmallo sobre fondos de baja complejidad topográfica y pesca submarina en fondos rocosos abruptos de alta rugosidad).

A pesar de los resultados positivos generales, cabe incidir en dos resultados del estudio de las AMPs baleares que demuestran que la ubicación de las reservas integrales no siguió criterios estrictamente ecológicos. Por un lado, los valores finales de biomasa en la zona parcialmente protegida de Menorca, son iguales a los de la zona totalmente protegida, y a pesar de los patrones crecientes y significativos en la reserva integral de Palma, muchos indicadores no se diferenciaron finalmente de los de las zonas explotadas. Asimismo, los valores de saturación de las reservas integrales ($< 28 \text{ t Km}^{-2}$) han sido muy inferiores a los valores corrientes de biomasa de otras reservas del Mediterráneo Occidental que sí se pueden considerar como *hot spots* y que según la literatura especializada deberían ser objetivos prioritarios a proteger.

El hecho de que las AMPs de Baleares, y concretamente sus reservas integrales, representen un buen ejemplo de la mayoría de tipologías costeras del archipiélago, ha permitido desarrollar una metodología para su utilización como referencias en la evaluación de los recursos explotados en el resto del litoral. La consecución de la capacidad de carga en todos los sitios estudiados y el análisis de los factores ambientales que provocan la variación de esta capacidad de carga, ha permitido generar un modelo de predicción de la biomasa en condiciones de máxima conservación. Los factores que resultaron significativos en el modelo han sido ampliamente estudiados y comprobados como importantes en la estructuración de las comunidades y poblaciones de peces en distintos mares y ecosistemas según las numerosas referencias bibliográficas.

La profundidad, la exposición a corrientes y al hidrodinamismo en general, la rugosidad del fondo, y la pendiente hacia aguas exteriores han sido las covariables que mejor han definido la variación de la biomasa en el entorno de la saturación. La aplicación de este modelo en lugares explotados del mismo contexto geográfico ha permitido hacer una primera aproximación al conocimiento de su estado de conservación/explotación. Así, se ha constatado que sólo el 15% de los sitios estudiados se encontraba en buen estado de conservación, el 46% se encontraba plenamente explotado, y el 39% restante se encontraba muy sobreexplotado.

El conocimiento de los elevados valores de biomasa obtenidos por otros autores en zonas consideradas como *hot spots*, aconseja incorporar datos de estos enclaves para mejorar la precisión del modelo, así como hacerlo específico, con un muestreo individualizado, para especies concretas. Asimismo, en el contexto de la política comunitaria (UE) respecto la Directiva Marco de Estrategia Marina y las condiciones deseadas GES (*Good Environmental Status*) que deberían conseguir los estados miembro, se recomienda continuar con los programas de seguimiento de los recursos marinos litorales, dentro y fuera de las AMPs, con diseños de muestreo contrastados por instituciones científicas.

ABSTRACT

This Ph.D. thesis evaluates the precise effect of artificial reefs (ARs) and marine protected areas (MPAs) on littoral fish communities and populations and their suitability as a tool for fisheries management. Since the FAO Conference in 1989, there has been growing interest in the marine resources of coastal areas, and in the early 90s the Fisheries Directorate of the Government of the Balearic Islands launched an artificial reef program. This interest in coastal marine resources continued in 1997 when Legal Decree 91/1997 was published for the protection of the marine resources belonging to the Balearic Autonomous Community and which defined marine reserves as fisheries management tools.

Chapters 2 to 4 of this Ph.D. thesis focus on ARs and show that Balearic ARs have generated a fish community which, in terms of diversity, is comparable to that from natural rocky reefs in the lower infralittoral (25-30 m) zone described by several authors in the scientific literature. Seventy-four per cent of the species colonized ARs within the first 17 months of the deployment of the reefs, and the rate of colonization was faster on the blocks set on *Posidonia* than on those set on sand. After seventeen months of deployment, the type of seabed and seasonality were more important factors for defining fish assemblages than the ecological succession itself. Thus, two different fish assemblages, one associated with *Posidonia* and one associated with sand, were generated. Despite this general picture, ecological indicators like the Shannon diversity and evenness significantly increased over time on the blocs set on sand, and the abundance of more site-related and benthic-related fish species increased on both substrata. However, it is impossible to describe equilibrium situations within the time frame studied (3 years) because species from families such as Tripterygiidae, Blennidae, Gobiidae, and Scorpaenidae, among others, depend on the evolution and succession of the benthic communities on the reef.

Settlement and recruitment events on ARs were rather scarce and only occurred for a few species of low commercial value. Size class distributions mainly showed high frequencies of medium and large fish with respect to small fish. These patterns indicate that aggregation/concentration processes could be more important than biomass production processes.

Without denying the relative importance of these secondary processes, the prevailing fish aggregation might theoretically favour catchability for the artisanal fishing fleet and lead to undesirable overfishing situations.

The hypothesis of an increased risk of overfishing was tested in Chapter 4 by verifying the conditions required for aggregation/concentration ARs to achieve a positive outcome based on Bohnsack's (1989) review; that is, in relation to those conditions that prevent undesired overfishing. Chapter 4 concludes that ARs have not led to a different fishery to that carried out over natural seabeds with a medium-high structural complexity, neither in terms of species composition nor in CPUE values. Likewise, it was demonstrated that although a moderate/high fishing pressure is exerted on ARs, there is a high fish immigration rate to the reefs, the effort exerted by the main fishing gear

used by the artisanal fleet (the trammel net) is only effective for a small number of species, and there are natural rocky reefs in the same bathymetric and geographical context that contain marine resources in a better conservation state than those from ARs.

These results and the fact that the purse-seine gear, which is the main fishing modality that can make massive catches of schooling species inhabiting the ARs (e.g. *Seriola dumerili*, *Diplodus vulgaris*) is banned at the depth the ARs are deployed, indicate that the use of production/aggregation ARs has not increased the risk of overfishing of marine littoral resources. Furthermore, within the general evaluation of the ARs, the fact that ARs do not constitute a fishing strategy comparable to the traditional *métiers* of the artisanal fleet is related to socio-economic aspects concerning a general drop in the fleet and the diversity of the fishing gears used. It is also noteworthy that these trends are largely independent of the conservation state of the littoral marine resources.

The fishery study of ARs has shown that there is a conservation gradient in the ecosystems and marine resources that is superimposed on the eutrophy/oligotrophy gradient considered by other authors to be the main factor determining the reef communities and the fishery success of ARs. The environment of Palma Bay, which has higher chlorophyll *a* values in the water column than those found to the south of Formentera, has not produced a more diverse or abundant fishery than that in Formentera, where the mean fish biomass was three-fold greater than that obtained in Palma, showing that its marine ecosystems are in a better overall state.

The use of MPAs has provided very positive results in the time frame studied (2000 to 2011). This management measure has led to the recovery of important target fish assemblages with biomass increases of up to three-fold the former values. The recovery process in the no-take areas was fast, as it occurred within the first five years of closure. This outcome has allowed us to describe for the first time in the Mediterranean biomass saturation situations which are equivalent to the carrying capacity of the system. The recovery processes were reflected by an increase in the species diversity and a greater frequency of large fish. The longer life span of fish in the protected areas favoured growth from recruits up to large sizes and also favoured the immigration of large-sized individuals from deeper waters in neighbouring MPAs with steep offshore slopes.

Partially protected areas have been demonstrated to be effective when the fishing gears that are banned are the most effective in the specific habitat at each site (e.g. the trammel net for low-cover seabeds and spear fishing for complex and high rugosity rocky bottoms).

Despite the general positive results, two specific results from the study of the Balearic MPAs show that the location of no-take zones does not strictly follow ecological criteria: the final biomass values in the partially protected area from Menorca are equal to those from the no-take, fully protected reserve and the biomass values from the Palma no-take area did not differ from those of the fished areas. Likewise, saturation biomass values from the no-take areas ($< 28 \text{ t Km}^{-2}$) were quite a bit lower than values from other MPAs in the western Mediterranean that can be considered to be hot spots and that, according to the related literature, are priority areas to be protected.

The fact that the studied MPAs are representative of the general coastal environment of the Balearic Islands has allowed us to develop a methodology that uses them as references for assessing exploited areas in the same geographic context. We were able to construct a predictive fish biomass model under conditions of a maximum conservation state based on the analysis of the environmental factors that lead to biomass variability because the carrying capacity was achieved at all fully protected sites. Factors accounting for most of the variance in the model have been proven in the literature to be of major importance in several studies on the structure of fish communities and populations all over the world. Depth, exposure to wind and water flow, rugosity and the offshore slope are the covariables that best define biomass variation around saturation conditions. Applying this model to exploited sites from neighbouring areas has produced an initial approach for determining their conservation/exploitation status. We found that only 15% of the study sites are in a good conservation state, 39% of the sites are heavily overfished and the remaining 46% are fully exploited.

Bearing in mind the high biomass values obtained by other authors in areas recognised to be hot spots, we recommend including data from these areas in order to improve the model's performance. It would also be worthwhile making the model specific through individualized sampling of well-defined species. Overall, in the context of the current common policies (EU) regarding the Marine Strategy Framework Directive and the desired GES (Good Environmental Status) conditions that need to be met by member countries, we recommend continuing with littoral marine resource monitoring programs within and outside the MPAs using sampling designs tested and proven by scientific institutions.

Part I

Introducció General

El mar és una magnífica escola;
és la millor que hi ha. És una escola
d'elegància suprema perquè ens situa
exactament. Des del punt de vista
intel·lectual és sobretot eficient perquè és una
escola d'humilitat i de modèstia.

Josep Pla. Altres Històries del Mar

Capítol 1

Introducció General

Introducció General

Els resultats de les mesures de gestió que l'home aplica als recursos naturals estan modulats per l'ecologia dels sistemes on s'ubiquen. Aquesta tesi doctoral versa sobre l'ecologia i la gestió dels recursos íctics litorals. Es testen hipòtesis sobre l'efecte de diferents factors biòtics i abiòtics sobre les comunitats i poblacions de peixos litorals i es treuen conclusions sobre la gestió que se'n fa d'elles.

El per què de la necessitat de gestionar els recursos és una de les primeres qüestions que es podria formular una persona aliena a la matèria que aquí ens ocupa. Possiblement en els racons més primitius del cervell humà resideix, encara inalterable, la concepció de la inexhauribilitat dels recursos marins. La vastetat del mar, la seva inaccessibilitat, les primeres relacions primitives i extremadament positives entre esforç i captura esculpiren sens dubte aquesta estructura de pensament. Els paleontòlegs i els ecòlegs que han estudiat registres testimonials d'activitat pesquera a l'antiguitat, expressen clarament que l'impacte que es podia causar sobre comunitats verges amb estris extremadament senzills no era menyspreable (Yellen *et al.*, 1995; Desse i Desse-Berset, 1998; Roberts, 2007). L'avanç en les tècniques de pesca i el processament de peix dugueren als primers registres d'augment important de les captures, especialment important a partir de la producció de *garum* en els segles I i II fins el s.VI dC (Trakadas, 2005; Curtis, 2005, citats a Scarce, 2009). Tot i així, les primeres concepcions legals de l'Imperi Romà sobre els recursos marins reflectien una abundància gairebé prístina, incloent-los en la *Res Nullius* (Radcliffe, 1921), és a dir, entre aquelles coses que, segons els romans, no pertanyien a ningú i que es convertien en propietat d'aquell que primer les capturava, una concepció que ha arribat en essència als nostres dies.

Molt posteriorment, i després de què l'exhauriment dels recursos a les aigües continentals dugués a l'expansió de la pesca marítima a Europa en el segon mil·lenni de la nostra era (Roberts, 2007), la concepció d'inexhauribilitat romania encara ben arrelada. El 1863 i al Regne Unit, una Comissió Reial proposà eliminar qualsevol legislació que limités la producció pesquera. Aquest assessorament va néixer de les primeres valoracions i conflictes entre arts de pesca, concretament entre l'arrossegament de barra (*beam trawl*), i entre les xarxes de deriva usades per a la captura d'areng i els palangrers. La comparació per part de l'anomenada Comissió Reial entre la producció de les collites en terra en front de la dels arrossegadors, molt favorable al mar en aquella època, resultà en la promoció de l'expansió i l'increment d'esforç de pesca d'aquesta flota (Roberts, 2007). El naturalista Thomas H. Huxley havia format part d'aquestes discussions, que arribaren al mateix parlament britànic, sentenciant que la natura era quasi infinitament resistent a qualsevol pressió que els humans poguessin exercir sobre ella (Scarce, 2009).

Cal destacar que aquests no eren tan sols uns problemes i uns enfocaments britànics. Les normes de matriculació, formació de gremis i us d'ormeigs entre Mataró i Blanes, daten de 1763 i es troben recollides en el Reglament de Pesca i Navegació (MAPA, 1982), on es relata: “.... *los ejes o fundamentos de la pesca, sus instrumentos, modo de usarlos, y tiempos propios, y el vicio en*

cualquiera de ellos produce gravísimos daños, pues destruye la cria, disminuye la especie, dificulta el abasto, imposibilita al pescador su subsistencia; y por lucrar unos por algún tiempo, padecen muchos males en todos”.

Aquesta polèmica que aquí es deixa entreveure per a la costa catalana assolí una gran magnitud i tragèdia en aigües de València, on el gànguil usat a l'Albufera s'havia adaptat a pescar a aigües obertes de mar durant el segle XVIII, patint tota una sèrie de prohibicions i regulacions entre 1723 i 1818. La Biblioteca del Diario Mercantil (1866) recull una defensa de la pesca de bou en front d'aquestes regulacions i de les apreciacions negatives que Sáñez-Reguart (1791-1795) fa al respecte en el *“Diccionario Histórico de los Artes de la Pesca Nacional”*. Així mateix, el document del Diario Mercantil presenta un paral·lelisme excepcional amb els raonaments britànics, descrits abans, aportant dades de l'increment de captures a mesura que augmentava el nombre de vaixells: 21.213 arroves de peix amb 16 bous el 1792 per 37.724 arroves amb 31 bous el 1817 (1 arroba= 10 Kg). El fet de comparar les captures al mar amb les collites en terra amb l'argument de proporcionalitat entre l'esforç/feina i captura es repeteix, així com el concepte de la inexhauribilitat del recursos marins: *“.... en la suma total de su beneficio se notará la misma variedad, fecundidad y analogía que se observa en los frutos y producciones terrestres.....esta inconmensurable cantidad de agua constantemente nos presenta en sus orillas la misma abundancia, variedad y multitud de peces de concha, cuero y escama, que ni los disminuyen las redes con sus arrastres ni los anzuelos y otras mil artes los esterminan”*.

La pressió social i econòmica a l'era preindustrial per assolir aquestes sentències era fins i tot superior a l'actual i topà a les clares amb la tragèdia dels comuns (Hardin, 1968), que no és altra cosa que la introducció de la competència entre pescadors (carnívors), en absència d'una moralitat comuna, en un sistema de regulació *Top-Down*, des dels nivells alts de la xarxa tròfica cap als nivells inferiors (Hairston *et al.*, 1960; Hunter i Price, 1992; McClanahan i Sala, 1997). La parcel·lació del mar i els drets individuals adquirits sobre una àrea marina determinada no han estat una estratègia de gestió històricament adoptada (Caddy i Seijo, 2005), i la moralitat comuna en vers els recursos ha estat deficientment aplicada per les administracions, fins el punt que la tragèdia s'ha expandit als nostres dies amb la constatació de què només el 20% de les pesqueres mundials es troben en un estat òptim, el 30% sobreexplotades i el 50% plenament explotades (FAO, 2010).

A l'estudi de la FAO (1995) *“l'Estat de les Pesqueries i de l'Aqüicultura Mundials”*, ja es pogué observar com les taxes de creixement en les captures mundials minvava dècada darrera dècada; d'entre el 6 i 7% a la dècada dels 50 i 60 passà al 2-4% en els 70 i 80, mentre que fou tan sols del 0,5% a la dècada dels 90 i en la seva majoria degut a productes derivats de l'aqüicultura. La irrupció de Xina (un país tractat normalment a part pels problemes en la credibilitat de les seves estadístiques) en la dècada dels 90, mantingué la pauta de creixement global fins als inicis del s.XXI, quan el conjunt de captures s'estabilitzà sobre les 90 milions de tones anuals (FAO, 2010) (Fig. 1.1).

Aquesta evolució de les pesqueries mundials dugué canvis en la composició específica de les captures comercials, la qual cosa incidí de forma molt accentuada en les espècies demersals. A mitjans

del s.XX, les espècies demersals constituïen el 26% de la captura total mentre que aquest percentatge era tan sols del 15% a inicis del s.XXI (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008). Pauly i Froese (2012) fan una lectura crítica de l'estabilització descrita per la FAO (2010) incidint en que el nombre acumulat d'estocs col·lapsats (< 10% del seus màxims històrics), es multiplicà per 4 en els darrers 40 anys (Fig. 1.2). Worm *et al.*, (2006) ja havien incidit en aquest aspecte, pronosticant que per l'any 2048 la pràctica totalitat dels estocs explotats en l'actualitat s'haurien col·lapsat, una extrapolació que, tot sigui dit, no ha estat exempta de crítiques (Branch, 2008).

Els mars europeus, incloent-hi l'Atlàntic Nord-oriental i la Mediterrània, constitueixen les àrees marines amb la major proporció d'estocs exhaurits, sobreexplotats i totalment explotats del món (Bas *et al.*, 1989; Lleonart i Maynou, 2003; Coll *et al.*, 2010). La major part dels peixos capturats a la Mediterrània són juvenils de l'any (Lleonart i Maynou, 2003; Moranta *et al.*, 2008), i la sobreexplotació de creixement i de reclutament d'espècies amb alt interès comercial (e.g lluç) semblen haver produït fins i tot canvis ecosistèmics a través del *by-catch*, de l'alteració de les xarxes tròfiques i de l'hàbitat (Carbonell *et al.*, 1998; Tudela, 2000; De Juan, 2011).

A les Illes Balears, la primera trobada entre l'home i la natura prístina es produí entre el 3.000 i 2.000 AC, i la probabilitat d'una alimentació d'origen marí als primers establiments s'ha tingut en compte a les datacions amb C¹⁴ als jaciments més costaners (Alcover *et al.*, 2001). Tot i així, les restes de peixos trobades a la cultura talaiòtica (800 AC–123 DC) s'atribueixen més al comerç establert pels primers pobladors de Balears amb els fenicis que no pas a una activitat pesquera pròpia (Guerrero *et al.*, 2004). Posteriorment són conspicus els registres romans de petites indústries de salat de peix, com en el cas del Port de Cabrera (Frontera *et al.*, 1993). La invasió musulmana a Balears no deixà una petjada significativa en relació amb la pesca (Massuti, 1989). Al segle XIII, amb la conquesta catalano-aragonesa, es formaren les primeres associacions de pescadors (Massuti i Llompart, 2007) en les anomenades confraries, si bé el perill que durant molts segles continuà suposant l'enfrontament amb la civilització musulmana i les seves incursions, feren que qualsevol activitat a la costa estigués molt limitada. Fins el 1802 no es tingué una primera reglamentació de l'ofici de pescador, que aleshores encara reflectí el context de perillositat esmentat, mitjançant una ordenança que lligava els mariners al Servei de la Marina de Guerra (Massuti, 1995a). No fou fins la conquesta d'Alger el 1830, i la finalització de la pirateria islàmica, així com en la posterior alliberació del gremi de mariners dels deutes de defensa durant la I República (1873-1874), quan la demografia illenca es començà a reflectir en les poblacions costaneres, amb l'augment del nombre de vaixells, del consum de peix i d'una certa modernització de l'activitat (Massuti, 1995a, Salas i Torres, 2012).

L'activitat pesquera augmentà quantitativament i qualitativa durant el segle XX, quan es produí un augment important del tonatge total de bastiments i de l'esforç mecanitzat. La transferència de tecnologia bèl·lica a la pesca després de la guerra 1939-1945 significà la modernització de la flota i l'abast de pesqueres de talús, abans pràcticament inexplorades (Massuti, 1989, 1995a; Oliver, 2006). Des de la creació del Centre Oceanogràfic de Balears per Odón de Buen el 1908, l'estudi dels recursos

marins disposà d'un marc institucional des d'on desenvolupar-se progressivament i s'inicià una tasca que anà més enllà de les descripcions naturalístiques i els catàlegs d'espècies típicament decimonònics, aspecte que al nostre país s'havia vist endarrerit respecte a Europa (Oliver, 2006).

Si bé uns dels primers treballs sobre recursos íctics de la franja litoral són els d'Oliver i Massuti (1952) i el de Massuti (1965), no fou fins ben entrat l'Estat de les Autonomies, amb la transferència de competències en ordenació i gestió pesqueres amb la Llei 2/83 de 25 de Febrer, quan s'adoptà una visió integral del que representaven els recursos marins, el component humà, i el conjunt ecosistèmic on tenia lloc aquesta interacció. Els inicis dels primers plans d'ordenació que posà en marxa el Govern Autònom tingueren en compte tota la zona de plataforma litoral (primers 50 m), que havia estat molt obviada prèviament en favor de pesqueries de més volum, així com la plataforma de fons, el talús i els recursos pelàgics (Oliver, 2006).

En aquest període d'incipient desenvolupament autonòmic, fou clau la figura de D. Miquel Massuti Oliver (*in memoriam*). Aquest biòleg pesquer influí decididament en la formació de la Direcció General de Pesca el 1987 i, com ell mateix relata (Massuti, 1995a), en l'establiment de les línies mestres d'actuació en ordenació pesquera i gestió dels recursos, que quedaren enregistrades en dues obres significatives: "*El libro azul de la pesca Balear*" (Massuti, 1989) i "Els recursos pesquers del Mar Balear. Bases per a una explotació sostenible" (Massuti, 1995b).

Entre els múltiples temes pesquers tractats en aquestes obres, es comencen a establir les bases del que avui avaluem en aquesta tesi doctoral: l'interès creixent per la franja litoral costanera, per la pesca artesanal d'arts menors, per la pesca recreativa, i per l'aprofitament dels fons europeus en programes d'esculls artificials, que en anys posteriors també s'utilitzarien per a la creació d'àrees marines protegides (AMPs). La revisió de la situació en els anys 80 i 90, diferent sens dubte a l'actual, és necessària per entendre les mesures adoptades aleshores i que s'avaluen en aquesta tesi.

Massuti (1995a) ja introdueix en la seva obra que "*el viejo concepto de inagotabilidad de los recursos del mar ha cambiado radicalmente en las últimas décadas*" i aposta per una relació fluïda entre el Sector Pesquer, les Institucions Científiques i l'Administració per apuntalar una de les bases que ell considerava clau en l'organització de la gestió pesquera: disposar d'una bona informació estadística de captures i de prospeccions *in situ* per poder avaluar l'estat dels recursos i gestionar-los racionalment.

Així, a mitjans dels anys 80 s'inicià el cens de la flota balear (Llabrés i Martorell, 1984), que el 1990 sumava 777 vaixells de pesca, 701 dels quals eren d'arts menors, 16 d'encerclament i 60 barques d'arrossegament o bous. Al mateix temps, les impositcions legals de renovació i modernització de flota (*Real Decreto 2349/84 de 28 de Noviembre*) feren que es comencés a plantejar el desballestament de la pràctica totalitat de la flota de teranyina, que era inferior a les 20 TRB, dels bous petits (<35 t TRB) i d'ajudes per al desballestament o modernització de moltes barques d'arts menors.

Al mateix temps que es donaven aquestes primeres passes, M. Massuti focalitzà també l'esforç en reconèixer i valorar l'ús dels models de producció pesquera i del Rendiment Màxim

Sostenible (RMS) com a objectiu desitjable per al conjunt de les pesqueries balears. És en l'obra "*El libro azul de la pesca balear*" quan es comença a percebre un caire críptic, soterrat, sense gaire èmfasi però que conclou amb un pronòstic tràgic sobre la sobreexplotació de les pesqueries de demersals a les Balears. Aquí i a mode d'exemple, es mostra l'evolució d'esforç (CV), captura (t) i rendiment (t/CV) per a una espècie en part compartida per la flota d'arrossegament i la flota d'arts menors com és el moll de roca *Mullus surmuletus* (Linné, 1758) (Fig. 1.3). Els resultats de la corba de RMS per a aquesta espècie donaren un punt de RMS= 232 t per a un esforç desitjable situat d'entre els 4.300 i els 5.000 CV, mentre que la captura aleshores era de 172 t per a un esforç de 7.000 CV, és a dir, amb un rendiment clarament inferior al RMS i, per tant, en una situació de sobreexplotació, situada en el marge dret de la corba de Schaeffer.

En aquest context de les primeres passes en la gestió pesquera balear s'entreveu una lluita interna de l'autor, ben reflectida a l'obra esmentada, entre el reconeixement de la trajectòria negativa de les pesqueries balears deguda a l'augment desproporcionat d'esforç en el període (1950-1970), i la capacitat real d'actuar de forma decidida. El factor humà i social és una constant en l'obra de M. Massuti i subratlla que la normativa ha de ser:

- *Comprendida*
- *Aceptada*
- *Cumplida*

Els testimonis d'una certa impotència per actuar o d'un seny i sensibilitat social per sobre de la professió de biòleg es deixen entreveure, a mode d'exemple, en l'esperança un tant estoica de què la manca de renovació generacional en l'ofici de pescador s'encarregarà de minvar la situació de sobrepesca. Així, pot llegir-se: "... *si el científico limitase su asesoramiento a los aspectos puramente biológicos faltaría a sus responsabilidades más vastas...*" tot expressant, d'altra banda, que la reducció d'esforç pesquer en nombre de vaixells i/o dies de pesca era aleshores inviable política i socialment.

Tot i això, gran part de les noves mesures de gestió que incorporà la nova administració autonòmica es derivaren de les conclusions de la Conferència Mundial de Pesca de la FAO (1984), amb uns objectius clars de protecció de la franja de plataforma litoral. La gran productivitat d'aquesta zona marina, la presència d'una comunitat de gran importància ecològica com la de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, la importància per al reclutament de moltes espècies d'interès pesquer, i la defensa de l'activitat artesanal d'arts menors en front de les flotes d'arrossegament, constituïen els raonaments tècnics d'aquestes conclusions i els objectius que s'havien d'assolir a tota la Mediterrània.

Qui actua sobre aquesta franja litoral i com començà a gestionar-se?

Tots els capítols d'aquesta tesi doctoral se centren en aquesta franja litoral, i més concretament a la zona infralitoral (els primers 35 metres de fondària). En el desenvolupament de les mesures de gestió dels anys 80 i 90 per a aquesta franja s'identificaren una sèrie d'impactes que hi incidien:

- contaminació (derivada en gran part d'aigües residuals i de ports)
- minva de recursos per sobrepesca
- alteració de la franja litoral
- pèrdua de zones de reclutament
- alteració de la dinàmica de les platges

La pesca ha estat sens dubte un dels principals focus d'impacte sobre els recursos litorals en aquest context geogràfic, en absència d'una indústria desenvolupada i de focus de contaminació importants, que se circumscriuen en indrets molt confinats i reduïts. Aquesta constatació s'ajusta a les avaluacions al respecte realitzades a escala mundial (Jackson *et al.*, 2001; Sala, 2004), tot i que la degradació i eliminació d'hàbitats sembla més important quan es tenen en compte no tan sols els recursos directament explotats sinó tota la biodiversitat marina (Coll *et al.*, 2010).

Els tipus de pesca que incidien en aquesta franja litoral a les Illes Balears es reduïen, en principi, a dos: la pesca artesanal d'arts menors i la pesca recreativa, en les seves modalitats de superfície i submarina. Tot i això, el coneixement més detallat del sector i del propi terreny fan que s'hagin d'incloure activitats prohibides en aquestes cotes batimètriques com són l'arrossegament i l'encerclament.

Del primer en tenim constància, per desgràcia i, de forma increïble encara en l'actualitat, mitjançant els registres de les caixes blaves que Oceana (2011) situà sobre el mapa de Balears, trobant-se afectada especialment tota l'àrea marina sota competència estatal, les anomenades aigües exteriors (Fig. 1.4) i, especialment, la costa nord de Mallorca. Una normativa, la de la fondària mínima (50 m), que Sánchez-Lizaso (2002) constata com de baix compliment per part de tota la flota d'arrossegament espanyola a la Mediterrània.

Pel que respecta l'activitat d'encerclament, l'entrevista amb patrons de teranyina, deixa ben clar que la flota de petit tonatge dels anys 80 i inicis dels 90 podia seleccionar moles d'espècies demersals que trencaven amb la pauta de captura tradicional de petits pelàgics (sardina, aladroc, sorell, boga). Així, moles de *Diplodus vulgaris* (Geoffroy St-Hilaire, 1817), *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) o *Sparus aurata* (Linnaeus, 1758) eren sovint objecte d'aquesta flota en aigües inferiors a 35 m de fondària, aconseguint-se captures importants (patró P. Quesada, com. Pers); uns impactes que s'han constatat també a la costa catalana (Garcia-Rubies, 2012).

L'avaluació dels estocs en aquesta franja litoral no era fàcil, i les estadístiques de captura i esforç difícilment podien dur a l'aplicació dels models de RMS que promulgava M. Massuti. En aquest sentit, Massuti (1989) ja parla de la dificultat d'aplicar aquests models, fins i tot per a la pesqueria d'encerclament per a petits pelàgics degut a la irregularitat en les captures, pel seu component multi-específic, per la seva relació directa amb el mercat i la demanda (regularment saturats), per la manca d'una estratègia d'esforç continu sobre espècies concretes i, finalment, per la manca d'una relació clara entre l'esforç i la mortalitat per pesca. La relació $F = q \cdot f$ (on F = mortalitat per pesca, q = esforç i f = capturabilitat) no era aplicable a aquest recurs perquè la capturabilitat era

sovint aleatòria i l'esforç irregular. Si pensam que aquest tipus de recurs, tot i la seva variabilitat, passava pràcticament en la seva totalitat pels registres de la Llotja de Palma, què podríem dir de les captures de la flota d'arts menors que, a excepció d'algunes pesqueres estacionals molt definides (e.g. jonquillo, llampuga), compartien tota la estocasticitat i multi-especificitat de la pesca epipelàgica però que, a més a més, es comercialitzava en gran part a través de canals heterodoxes, fora de llotja i, per tant, fora de registre.

En reconeixement de que la potència (en cv) d'aquesta flota d'arts menors estava poc correlacionada amb l'esforç exercit i malgrat la dificultat de mesurar la capacitat de captura en nombre de peces de xarxa o de la seva longitud total, Massuti (1989) ja expressà els seus temors i la seva preocupació per l'excés de treball al mar (parla de fins a 11.000 metres per a la pesquera de llagosta), per la minva de captura de les espècies més preuades, que passaven a ser un producte de luxe, i per la competència totalment deslleial de la pesca recreativa.

Malgrat que l'autor reconeix la manca de dades i estadístiques sobre la incidència de la pesca recreativa, expressa que empíricament es nota una minva de captures i de talles. Així, expressa literalment que "... *La pesca deportiva con artes profesionales, la caza submarina con equipos de buceo autónomo, la pesca de peces de tallas juveniles (post larvas), prácticas todas ellas frecuentes en nuestras islas y con el único fin de obtención de beneficios económicos ya que nada tienen de deportivas dichas modalidades de pesca, han sido la causa de la grave situación actual de nuestros recursos pesqueros en la zona litoral y con repercusiones evidentes dentro del conjunto total de los recursos vivos. Y todo ello al amparo de una falsa apariencia deportiva e infringiendo impunemente las reglamentaciones vigentes*".

Encara que aquestes constatacions eren notables, la política que es derivà de la Conferència FAO (1984) i de les directrius de la UE es dirigí més a protegir la franja litoral dels impactes de la pesca d'arrossegament que no pas de la pesca recreativa, amb un intent d'afavorir la pesca d'arts menors. El 1989 la Conselleria d'Agricultura i Pesca posà en marxa un programa de protecció de la franja litoral mitjançant esculls artificials. Basant-se en les experiències prèvies d'Estat Units i, sobretot, del Japó, els objectius d'aquest programa foren:

- revaloritzar la zona costanera litoral
- incrementar la productivitat amb la formació de biomassa nova
- afavorir la pesca d'arts menors
- protegir els alguers de *Posidonia* de l'arrossegament il·legal
- generar un nou atractiu turístic

Entre 1989 i 1994, amb l'ajut dels fons estructurals europeus, es fondejaren 250 mòduls de producció i 920 mòduls anti-arrossegament al conjunt de les Balears (Massuti, 1995b). Massuti senyala que en el cas de la badia de Palma, la instal·lació d'aquestes estructures es feu per completar la protecció de la zona declarada com a "Zona de Paisatge Submarí Protegit", entre el Cluc Nàutic de

s'Arenal i el cap Regana (BOCGIIB. Núm. 33, 30/11/82), una declaració que s'havia fet el 1982 en la mateixa línia de protecció i potenciació de l'àrea costanera litoral, per protegir els alguers de *Posidonia* i per proporcionar formes ambientals compatibles de turisme i pesca (sic) (Massuti, 1989). S'ha de dir que aquesta fou la primera Àrea Marina Protegida (AMP) de les Illes Balears encara que la seva declaració i gestió no es pot veure ni molt menys inclosa en la política específica que es duria a terme disset anys després, a partir de 1999. Aquesta zona de paisatge submarí protegit representà el paradigma de les anomenades reserves de paper (Guidetti *et al.*, 2008), doncs no disposà d'una normativa que la diferenciés de la resta d'àrees veïnes, de pressupost ni pla de gestió propi, ni de qualsevol tipus de vigilància i seguiment específic.

Tot el que envoltà a aquesta primera AMP fou, per tant, totalment anecdòtic. Això contrastà amb el programa d'esculls artificials que caracteritzà aquesta època i que es realitzà d'una forma sistemàtica i relativament ordenada. En un conveni establert entre la Direcció General de Pesca i la Universitat de les Illes Balears es llançà un projecte de seguiment dels esculls artificials anomenats de producció, amb una duració de tres anys (1991 a 1993). Una part dels resultats d'aquest projecte han servit per realitzar els capítols 3 i 4, inclosos en la Part II d'aquesta tesi doctoral.

Sis anys després de la finalització del projecte d'esculls artificials i amb un nou equip tècnic de govern, la Conselleria d'Agricultura i pesca llançà l'altra gran línia de gestió de la zona costanera litoral i de les pesqueries implicades. Es redactà i publicà el Decret 91/1997 de protecció del Recursos Marins de la CAIB, que resultà clau per desenvolupar tota una xarxa d'AMPs de tipus pesquer, tot seguint la línia encetada exitosament anys enrere a Catalunya amb les Illes Medes (Ros *et al.*, 1983) i a Alacant amb l'Illa de Tabarca (Ramos, 1985), i de l'èxit, aleshores recent, del Parc Nacional Marítim Terrestre de l'Arxipèlag de Cabrera (PNMTAC), que havia experimentat una ràpida recuperació de la ictiofauna litoral de substrat dur (Coll, 1999; Coll *et al.*, 1999; Reñones *et al.*, 1998; 1999).

Malgrat que la filosofia de la nova xarxa d'AMPs balears era, sobre el paper, diferent a l'esperit conservacionista dels casos de Cabrera o de les Illes Medes, ja que buscava conservar i afavorir els recursos pesquers, així com l'activitat de la flota artesanal d'arts menors, la base teòrica subjacent abastava un ampli espectre d'objectius. Així, el Decret 91/1997 defineix els recursos a protegir com: "... els recursos marins directament explotats, els potencialment explotables per a diferents finalitats, i les comunitats biològiques constituents de la cadena tròfica d'aquests recursos o de l'entorn físic indispensable per al seu desenvolupament". Sens dubte, la protecció dels recursos i del sector pesquer implicava una visió integral de múltiples lligams, incloent una xarxa tròfica complexa en un marc ambiental que disposava de comunitats biològiques amb un valor no només pesquer sinó propi, i que amb el temps serien integrades en molts plans de conservació nacionals i internacionals (e.g. Conveni de Barcelona, Annex IV de la Directiva d'Hàbitats 92/43/CEE, UNEP-MAP-RAC/SPA (2008) entre d'altres).

Els objectius d'aquesta tesi doctoral han estat avaluar els resultats d'aquestes dues grans línies d'actuació en vers l'ecosistema litoral: els esculls artificials (EAs) i les AMPs, sobre uns indicadors

derivats de les comunitats de peixos i de l'estructura de poblacions d'algunes espècies indicadores. Tal com s'havia esmentat a les primeres línies d'aquesta introducció, les mesures de gestió adoptades es veuen modulades pels condicionaments ecosistèmics a escala regional i local, els quals s'introduiran sinòpticament a continuació per tal de tenir ben referenciat el marc d'aquest treball. S'ha de dir al respecte, que tant els EAs com les AMPs poden ser considerats com a sistemes socio-ecològics (*Socio-Ecological Systems*, SES) en el sentit d'Ostrom (2009) i que, per tant, cal conèixer alguns indicadors que han evolucionat de distinta manera en aquest context, en períodes de temps d'una escala gairebé generacional (de finals dels 80 a la segona dècada del s.XXI). És per això que cal situar i descriure breument alguns d'aquests trets ecològics i pesquers, i tenir en compte els canvis transcorreguts i la forma d'enfocar-los per la comunitat científica. Un enfocament que, com ja s'ha vist, ha hagut de trencar amb la manera tradicional de tractar les pesqueries i les poblacions de peixos en un ambient d'alta complexitat, on el bloqueig de nombrosos factors de variació només podia fer-se mitjançant un accés directe que permetés a l'experimentador el control d'aquests factors.

El marc ecosistèmic de la gestió litoral a les Illes Balears

El promontori balear. Relleu i trets oceanogràfics

Les Illes Balears es formaren amb els moviments orogènics alpins com a continuació de la serralada Bètica a partir del Cretaci superior (90 m.a), si bé el punt àlgid de les fases de plegament i formació de serralades fou al miocè (20 m.a). El conjunt de les 4 illes majors i altres 164 petites illes i illots quedà situat entre la sub-conca del Mar Catalano-Balear (NO) i la sub-conca algeriana de la Mediterrània occidental (SE), amb una superfície emergida de 5.000 Km² i una línia de costa de 1.723 Km (sobre una escala base de 1:5.000). Mallorca i Menorca quedaren unides per una àmplia plataforma amb fons inferiors als 100 m de fondària mentre que es separaren de les Pitiüses (Eivissa i Formentera) per talussos de fins a 600 m.

El conjunt de l'arxipèlag balear s'assenta sobre una plataforma continental (< 200 m) de 10.997 Km² mentre que la plataforma litoral (< 50m) és tan sols d'una cinquena part de la primera: 2.144 km². Les costes septentrionals de Mallorca i Eivissa tenen plataformes litorals estretes, amb distàncies mitjanes a costa de tan sols 1 Km, mentre que són de major amplitud al voltant de Menorca (2,4 Km), al Llevant de Mallorca (3,6 Km) i sud de Formentera (6 Km); i amb extensions d'entre 12 i 16 Km a les badies de Palma i Pollença (Fig. 1.5).

La circulació d'aigua que afecta les Balears es deriva del funcionament de la Mediterrània com a un estuari negatiu, amb l'entrada d'aigua atlàntica per l'estret de Gibraltar i la sortida en fondària d'una aigua molt modificada, freda, salina i amb més nutrients (Margalef, 1989). Però són importants també les formacions d'aigua freda i rica en sals al Golf de Lleó i de les particularitats dels canals d'Eivissa i de Mallorca, que actuen d'embut o d'efecte barrera d'aquesta aigua septentrional segons la magnitud de la seva formació (Fernández de Puellas *et al.*, 1997; Monserrat *et al.*, 2008). A

la figura 1.6 es pot observar com la sub-conca algeriana actua com a un reservori d'aigua atlàntica en forma de grans girs anticiclònics (Millot, 1987); que va penetrant cap a l'Est a mesura que guanya en salinitat i densitat. Aquests girs produeixen una branca que s'endinsa per el canal de Sicília, cap a la bassa Oriental, i una branca que puja per la mar Tirrena, Ligúria i Golf de lleó, per baixar de nou cap a Cabo de Gata per la costa peninsular. Al nord, dins la sub-conca catalano-balear, la circulació és en forma d'un gran gir ciclònic d'aigua atlàntica molt modificada, que prové del Golf de Lleó i part de la qual pot veure's obstruïda en el canal d'Eivissa i pujar per tota la costa nord de Mallorca (Fig. 1.6).

El moviment relatiu d'aquestes masses d'aigua provoca fronts (Estrada, 1996) que són importants per a la biota marina de les Balears, i que junt a la pròpia distribució de la plataforma continental i talús, creen barreres que reforcen unes característiques balears subtils però pròpies en la flora, la fauna, la hidrologia i amb repercussions importants en la gestió dels recursos marins (Massuti, 1991; Galarza *et al.*, 2009; Quetglas *et al.*, 2012).

Aquesta capa d'aigua superficial, que afecta la circulació nerítica a les Balears, s'estén normalment fins els 150-200 m de fondària, mostrant variacions importants de T°C durant el cicle anual. A l'hivern la temperatura és uniforme en la columna d'aigua, oscil·lant entre 13 i 15°C. A partir de maig s'inicia un escalfament superficial que pot assolir els 20-25°C a la Mediterrània Occidental i que produeix una clara estratificació. A la tardor, la columna d'aigua es torna homogeneïtzar, però amb valors força elevats (22-18°C) fins els 50 m de fondària (Flos, 1989; Fernández de Puellas *et al.*, 1997). Aquestes dades solen ser, en promig, una mica més elevades al sud-est de Balears, amb uns mínims de mescla hivernal de 14-15°C i uns màxims estivals que superen els 25°C en els primers 15 m de fondària (Vives, 1993; Ballesteros *et al.*, 1993). En els darrers 13 anys s'han descrit escalfaments singulars durant l'estiu que han afectat també les Balears i han provocat impactes significatius en algunes espècies bentòniques, sensibles a exposicions continuades d'aigua més càlida (Coma *et al.*, 2006; Cebrian *et al.*, 2011). Aquests esdeveniments semblen estar lligats a un procés d'escalfament de caire més global que s'ha descrit físicament i biològica a la Mediterrània (Berthoux *et al.*, 1990; Pascual *et al.*, 1995; Grau i Riera, 2001; Vargas-Yáñez *et al.*, 2010).

Les característiques químiques de les masses d'aigua que envolten les Balears donen una fesomia pròpia i característica a les comunitats bentòniques i a la distribució dels peixos en l'eix batimètric. Si bé s'ha descrit profusament que la Mediterrània és una mar oligotròfica, pobre en nutrients (Margalef, 1989; Cruzado, 1989; Estrada, 1996), i fins i tot ultra-oligotròfica a la conca oriental (Pujo-Pay *et al.*, 2011), existeix, a més a més, un altre eix d'eutrofia-oligotrofia (Zabala i Ballesteros, 1989) en el sentit Nord-Sud (Golf de Lleó-Balears) (Fig. 1.7). L'absència de rius permanents a Balears determina que els aportaments d'origen terrestre siguin molt reduïts, limitant-se fonamentalment als emissaris urbans o a les infiltracions de l'activitat agrícola i ramadera, que es manifesten tan sols en zones arrecerades de ports i badies (Chacartegui, 1980; Jansà, 2008; Sales, 2010). Això determina que les aigües costaneres de les Balears siguin molt més semblants a les aigües superficials d'alta mar (valors mitjans de clorofil·la "a" de 0,1 µg/l) que les de la plataforma

continental de la península, on es pot manifestar un ambient nerític característic més ric en clorofil·la a (Jansà, 2008).

El gradient eutròfia/oligotròfia Nord-Sud existeix també dins l'arxipèlag Balear, però amb valors menys extrems; concretament entre les dues illes grosses (Mallorca-Menorca) i el sud de les Pitiüses, trobant-se els escenaris més representatius d'aquests extrems i, respectivament, a les badies de Palma i Maó i al sud de Formentera (Chacartegui, 1980; Puigserver *et al.*, 2010).

Tot i aquest marc de pobresa generalitzada, existeixen uns règims estacionals i uns processos sobre-imposats de mesoescala (desenes de Km) que trenquen temporalment aquest context d'oligotròfia. Els pics estacionals es deuen als màxims estivals profunds de clorofil·la "a" (valors > 1,5 µg/l) i als enriquiments de primavera i hivern, abans i després de l'estratificació tèrmica (Flos, 1989; Fernández de Puellés *et al.*, 1997; Jansà, 2008). Els processos de mesoescala es produeixen amb la interacció de corrents locals i les topografies submarines abruptes, en petits afloraments a la banda anticiclònica dels corrents frontals i en la formació de meandres des dels fronts principals (Estrada, 1996; Jansà *et al.*, 1998; Jansà *et al.*, 2004).

El sistema bentònic sobre substrat dur. Una breu descripció de l'ambient d'estudi

La natura dels substrat (dur/sedimentari) marca les principals diferències en la bionomia bentònica de la plataforma litoral. Si bé la major part d'aquesta tesi s'ha desenvolupat sobre substrat dur, ja sigui de roca natural o artificial, no podem deixar d'esmentar la influència dels alguers de *Posidonia*, que són els més extensos i més ben conservats de la Mediterrània Occidental (Díaz i Marbà, 2009), i que alberguen una comunitat de peixos característica (Oliver, 1966; Reñones *et al.*, 1995; Moranta *et al.*, 2006) que influeix en l'ambient litoral i en la pròpia activitat pesquera (Goñi i Coll, 2003). A més de colonitzar fons blans, el creixement de *Posidonia* sobre substrat dur es molt comú a Balears i forma entitats importants (Ballesteros i Cebrian, 2004), essent una comunitat difícil d'evitar en mostreigs sobre roca quan s'utilitza una unitat de mostra de desenes o centenars de m².

El fet que les Balears s'assemblin en alguns aspectes a àrees tropicals, pobres en nutrients i amb aigua molt clara (Zabala i Ballesteros, 1989), provoca d'una banda que el pis infralitoral s'endinsi fins a fondàries importants (45 m a l'Arxipèlag de Cabrera, segons Ballesteros *et al.*, 1993); d'altra banda, el pis circalitoral superior sobre substrat dur sol indicar aquesta pobresa en nutrients i matèria orgànica particulada (MOP), amb una dominància vegetal de coral·linàcies i l'absència generalitzada de grans invertebrats suspensívors (Coll i Moreno, 1993), tret d'indrets molt concrets (Ballesteros *et al.*, 1993; Ballesteros i Cebrian, 2004; Linares *et al.*, 2010).

Tant els capítols que tracten d'esculls artificials com els que tracten d'AMPs s'han desenvolupat en el pis infralitoral. En el cas de l'estudi dels peixos litorals a AMPs l'estudi es feu sobre substrat dur a l'infralitoral superior, en els primers 15 m de fondària, on les comunitats principals han estat les d'algues fotòfiles amb dominància d'espècies com *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy, *Halopteris scoparia* (Linnaeus) Sauvageau, *Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamouroux,

Haliptilon virgatum (Zanardini) Garbary & H. W. Johansen a llocs relativament calcats; comunitats de fucals com *Cystoseira balearica* Sauvageau i *Sargassum vulgare* C. Agardh a llocs amb major hidrodinamisme, i comunitats d'algues hemiesciòfiles amb *Dictyopteris polypodioides* (Stackhouse) Batters, *Peyssonnelia* spp., *Halopteris filicina* (Grateloup) Kützinger a llocs penya-segats amb forta pendent.

Així mateix, i en aquests primers 15 m, es mostreja a balms i a entrada de coves amb les seves comunitats característiques de *Flabellia petiolata* (Turra) Nizamuddin, *Halopteris filicina* (Grateloup) Kützinger, *Peyssonnelia* spp., *Mesophyllum lichenoides* (J. Ellis) Me. Lemoine i també dins algunes coves semi-fosques, amb espècies característiques de briozous, esponges i hexacoralaris als sostres: *Myriapora truncata* (Pallas, 1766), *Chondrosia reniformis* Nardo, 1833, *Spirastrella cunctatrix* Schmidt, 1868, *Parazoanthus axinellae* Schmidt, 1862, *Madracis pharensis* Heller, 1868, *Caryophyllia* spp., entre moltes altres (Ballesteros i Cebrian, 2004).

Cal destacar així mateix la importància que algunes espècies al·lòctones i invasores han assolit dins aquest infralitoral superior en els darrers 15 anys, especialment la clorofícea *Caulerpa racemosa* (Forssk) J. Agardh i la rodofícia *Lophocladia lallemandii* (Montagne), detectades per primera vegada a Balears a finals dels noranta (Patzner, 1998; Ballesteros *et al.*, 1999). La influència d'aquestes algues ha estat molt significativa en l'alteració del paisatge i en la importància quantitativa (biomassa i recobriment) de les comunitats d'algues autòctones (Ballesteros *et al.*, 2008; Box, 2008). Malgrat això, les comunitats de peixos han demostrat tenir una capacitat d'adaptació important (gran capacitat de defensa bioquímica) en front d'aquestes espècies invasores (Box *et al.*, 2008; Tomas *et al.*, 2011) i no s'han descrit variacions significatives en la seva composició i estructura.

La ictiofauna

Els llistats d'espècies que es presenten en aquesta tesi són el resultat d'uns treballs d'ecologia aplicada, per la qual cosa no es poden comparar amb treballs de caire merament faunístic on el nombre final d'espècies sol ser més elevat. En el conjunt de campanyes realitzades s'han enregistrat 77 espècies de peixos que representen el 18% de la ictiofauna balear (438 espècies segons Cardona i Elices, 2002), el 23% de la ictiofauna catalogada sobre plataforma (340 espècies segons Coll *et al.*, 2010) i entre l'11 i el 12% de la ictiofauna mediterrània segons diferents autors (Quignard i Tomassini, 2010; Froese i Pauly, 2012). La nomenclatura taxonòmica adoptada ha estat la de Whitehead *et al.*, (1986) amb l'excepció dels grans serrànids, per als quals s'ha seguit a Heemstra i Randall (1993).

En els estudis sobre l'ecologia dels peixos litorals és habitual treballar amb nombres d'entre 40 i 100 espècies en funció dels hàbitats inclosos i dels objectius de cada autor (Harmelin, 1987; 1990; Fasola *et al.*, 1997; Jouvenel, 1997; Garcia-Rubies, 1993; 1997; Francour i Finelli, 1991; Mazzoldi i De Girolamo, 1997; Moranta *et al.*, 1997; Reñones *et al.*, 1997 entre d'altres). Però tal com s'ha dit abans, quan l'objecte d'estudi és de caire faunístic, el nombre d'espècies augmenta i és habitual arribar

a superar el centenar d'espècies (entre 100 i 170, segons Grau, 1999; Ramos i Bayle-Sempere, 1994; Jouvenel, 1997; Boucherau *et al.*, 1992). Aquest nombre pot superar fins i tot les 200 espècies (215 en el treball de Riera *et al.*, 1993) quan s'inclouen cites i registres antics que s'emmarquen en un context climàtic i de pressió antròpica molt diferents dels actuals. Riera *et al.*, (1993) per exemple, citen a les aigües de Cabrera dues espècies que són comunes dels fons infralitorals superficials de regions més septentrionals com són *Ctenolabrus rupestris* (Linnaeus, 1758) i *Symphodus melops* (Linnaeus, 1758), que ja foren citades fa més de 70 anys per Maluquer (1917) i De Buen (1934) i que actualment són absents a les Balears.

El cas d'aquests dos làbrids és un bon exemple de regressió de les espècies amb afinitat boreal; al que s'hi podrien afegir els casos més paradigmàtics de tres espècies de clupeids: *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) i *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1768). Així mateix, s'observa l'expansió d'espècies d'afinitat subtropical dins un procés general d'atlantització i meridionalització de la Mediterrània en general, i de les Illes Balears en particular (Riera *et al.*, 1995; Grau i Riera, 2001; Mas *et al.*, 2009 a, b). En relació amb aquest procés, a la segona meitat del s.XX, s'han citat fins a 38 noves espècies de peixos a la Mediterrània occidental. Entre aquestes cal citar els casos més recents de *Seriola rivoliana* (Valenciennes, 1833), *Solea boscanion* (Chabanaud, 1926) o *Fistularia commersonii* (Rüppell, 1838) (veure Massuti *et al.*, 2010).

Aquests fenòmens de variació faunística són característics de mars temperades que es situen entre les regions subtropicals i les regions fredes, i que estan sotmeses a immigracions des d'unes o altres latituds, en funció dels períodes climàtics d'escalfament o refredament (Ebeling i Hixon, 1991). El període actual és un període interglacial, amb aportament d'aigua de l'Atlàntic a la Mediterrània i sotmès a un escalfament gradual (Berthouix *et al.*, 1990; Pascual *et al.*, 1995; Fernández de Puellès *et al.*, 2003), la qual cosa explica els fenòmens de meridionalització esmentats anteriorment.

La ictiofauna de les Illes Balears és majoritàriament d'origen atlanto-mediterrani, amb algunes espècies compartides amb l'oceà Atlàntic, però també amb un component d'una certa importància d'espècies endèmiques (Quignard, 1966; Fredj i Maurin, 1987; Cardona i Elices, 2002). Moltes espècies associades a la comunitat de *Posidonia oceanica* són endèmiques de la Mediterrània, com ho és la pròpia planta. Entre aquestes, les més comunes són algunes del gènere *Symphodus*, que també es distribueixen pels roquissars infralitorals: *S. doderleini* (Jorda 1891), *S. melanocercus* (Risso, 1810), *S. ocellatus* (Forsskal 1775) i *S. rostratus* (Bloch, 1797). Altres espècies endèmiques són genuïnament d'ambients rocosos com ara *Lipohrys nigriceps portmahonis* (Castaños, 1933), *Parablennius zvonimiri* (Kolombatovic, 1892), *Gobius vittatus* (Vinciguerra, 1883), *Tripterygion melanurus* (Guichenot, 1850) i *Tripterygion tartessicum* (Carreras-Carbonell, Pascual i MacPherson, 2007).

El conjunt d'aquestes espècies s'integren en comunitats la composició qualitativa i quantitativa de les quals depenen de factors ambientals que ja es començaren a estudiar els anys 80 i 90 (Harmelin, 1987; 1990; Garcia-Rubies, 1997; Reñones *et al.*, 1997; Moranta *et al.*, 1997; García-

Charton i Pérez-Ruzafa, 1999). Els resultats d'aquests estudis han estat considerats per establir el disseny experimental d'aquesta tesi i poder així bloquejar l'efecte de tota una sèrie de factors de variació que ens ha permès d'esbrinar l'efecte altres. La fondària, la rugositat, l'efecte de la protecció i l'estacionalitat, foren, en aquest ordre, els 4 factors més significatius a l'hora de d'explicar les variacions en les associacions de peixos a les Illes Medes (Garcia-Rubies, 1997). L'efecte del primer factor, la fondària, ja havia estat ben definit pel mateix autor quatre anys abans a l'Arxipèlag de Cabrera (Garcia-Rubies, 1993) i va posteriorment ser matisat i ampliat per Moranta *et al.*, (1997) i Reñones *et al.*, (1997) en un ventall més ampli de situacions pel que fa a la complexitat del fons.

El context actual d'explotació pesquera: la flota d'arts menors i la pesca recreativa

La flota d'arts menors de Balears es caracteritza per embarcacions de menys de 12 metres d'eslora que, segons Iglesias *et al.*, (1994), tenen una eslora mitjana d'uns 8 m, 6 GRT, potències d'uns 70 HP, i que ocupen entre 1 i 3 tripulants. Aquest tipus d'embarcació s'inclou dins del grup C (arts menors amb motor) segons el SAC, GFCM (*Stock Assessment Sub-Committee of the General Fishery Commission for the Mediterranean*).

L'accés a les pesqueries per part d'aquest sector requereix d'una llicència de pesca que està lligada a l'embarcació i que és transferible. El nombre total d'embarcacions està tancat dins cada àrea administrativa que, en el cas de Balears, també inclou tota la costa mediterrània espanyola. A més de la llicència professional de cada embarcació es requereix d'un certificat de professionalitat que imparteix l'Administració Autònoma, sempre i quan l'armador hagi realitzat un mínim de 90 dies de venda en llotja, o declari uns ingressos derivats de l'activitat pesquera equivalents, al menys, al salari mínim interprofessional. La regulació d'arts, ormeigs i condicions de calada per a la flota d'arts menors es troba especificada al Decret 17/2003 de 21 de febrer per a aigües interiors i a la *Ley 3/2001 de 26 de Marzo* per a aigües exteriors.

Morales-Nin *et al.*, (2010) classifiquen els pescadors d'arts menors que operen a Balears en tres categories pel que fa la seva dedicació: a) pescadors dedicats a temps complet, que roten els arts al llarg de l'any i que tenen com a objectiu una alta diversitat d'espècies, b) pescadors estacionals que pesquen bàsicament a l'estiu, degut a les males condicions meteorològiques de l'hivern, però sobre tot a la baixa demanda del mercat en aquesta època de l'any, especialment a les illes de Menorca, Eivissa i Formentera, i, c) pescadors que exerceixen habitualment una altra activitat econòmica i només es dediquen a la pesca a temps parcial.

La flota balear d'arts menors comparteix les característiques descrites per Colloca *et al.*, (2004) i Lleonart (2008) per a tota la Mediterrània en el sentit de què està molt atomitzada en l'espai, explota un recurs multiespecífic i per això s'adapta a una estratègia multi-*métier* tant per les espècies objectiu, les àrees de pesca, l'estacionalitat, els arts i els ormeigs. La rotació tradicional d'arts en funció de la disponibilitat del recurs, que presenta variacions naturals lligades a la seva mobilitat i

proximitat a la costa per motius reproductius, tròfics o de reclutament, ha estat ben descrita a diferents treballs (Massuti, 1995a; Iglesias *et al.*, 1994; Massuti i Morales-Nin, 1995; Mallol i Goñi, 2004; 2008; Reñones *et al.*, 2004). En síntesi, la rotació dels arts i les espècies objectiu es podria resumir de la següent manera: a l'hivern és important la pesca del jonquillo *Aphia minuta* (Risso, 1810) amb un art mixt d'arrossegament i encerclament de tipus xàvega; amb un art semblant, però de majors dimensions, es pesca el gerret *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758) a Eivissa i també mitjançant soltes en el conjunt de les Balears. A la primavera destaca la pesca de la sípia *Sepia officinalis* (Linnaeus, 1758) i espècies associades amb tremall; a l'estiu la pesca de la llagosta *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) amb tremall, i a la tardor la pesca de la llampuga *Coryphaena hippurus* (Linnaeus, 1758) i juvenils de *Seriola dumerili* (Risso, 1810) amb un art particular d'encerclament sense sàgola: la llampuguera.

Tot i aquesta pauta ben definida, s'ha de dir que el tremall i el palangre són els ormeigs més utilitzats durant tot l'any per la major part de la flota i se'ls ha de tractar de forma específica, tant per l'impacte que exerceixen sobre els recursos de la plataforma litoral, com perquè ocupen una bona part de l'activitat fora de Mallorca, on algunes de les pesqueres abans citades no s'exploten (e.g. la llampuga). L'inici i el final de la temporada de llagosta marca molt la utilització del palangre durant la tardor i l'hivern amb espècies com el déntol *Dentex dentex* (Linnaeus, 1758), l'anfós *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834), el pagre *Pagrus pagrus* (Linnaeus, 1758), el cap-roig *Scorpaena scrofa* (Linnaeus, 1758) i la càntara *Spondyllosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) entre d'altres.

El tremall per a sípia i peix, de malla inferior al emprat per a la llagosta, presenta una estacionalitat manifesta amb diferents espècies objectiu que Merino *et al.*, (2008) descriuen en base a diferents màxims de captura: *S. officinalis* entre març i abril, *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758) entre març i juny, *S. scrofa* entre maig i agost i uns màxims de *M. surmuletus* (Linnaeus, 1758) entre juliol i octubre, si bé aquesta darrera espècie es captura també amb xarxes d'una sola tela.

Les composició de les captures que Morales-Nin *et al.*, (2010) relaten per a aquesta flota són, per ordre d'importància en pes: *C. hippurus*, *S. officinalis*, *S. scrofa*, *Raja* spp., *P. elephas*, *M. surmuletus*, *S. porcus*, *D. dentex*, *P. pagrus*, *Aphia minuta* (Risso, 1810), *Spicara smaris* (Linnaeus, 1758) i *S. dumerili*.

El conjunt d'aquesta activitat professional d'arts menors representà històricament un sistema d'alta complexitat des dels punts de vista social, cultural i ecològic. Des de l'aprenentatge de l'ofici per via generacional dins l'àmbit familiar, i des de la vessant genuïnament nàutica (bastiments, aparells de navegació, manteniment), així com des de la vessant pesquera i ecològica (ormeigs, temporades i biologia de les espècies objectiu) es caracteritzà un sistema divers que ha patit canvis molt significatius en els darrers 40 anys. La flota pesquera en general, i la d'arts menors en particular, han estat sotmeses a un procés d'ajust de l'esforç amb ajudes de la UE per al desballestament d'embarcacions i renovació de flota. Aquest és tan sols un dels motius per els quals el nombre de vaixells ha minvat en 2/3 parts en els darrers 40 anys: dels 900 bastiments, a la dècada dels anys 70,

s'ha passat als 294 en el darrer cens de 2011 (Fig. 1.8). Factors socioeconòmics derivats dels *booms* successius del turisme i la construcció, que es repetiren en diferents onades a partir dels anys 60 fins a l'actualitat, la pèrdua de referències i de la implicació familiar en l'activitat, així com a canvis en els hàbits de consum de peix, són les causes principals d'aquest marcat declivi (Massuti, 1989; Massuti i Vidal, 1997; Gómez *et al.*, 2006). Tot i així, i malgrat les captures d'arts menors enregistrades a llotja s'han mantingut força estables (al voltant de les 450 tones en els darrers 10 anys, segons Oceana, 2011, i les dades de la DGP), i malgrat els pocs treballs realitzats al respecte, Morales-Nin *et al.*, (2010) parlen d'un increment important de la capturabilitat degut a la millora tecnològica, i d'una sobreexplotació en la major part dels recursos afectats, amb l'excepció d'unes poques espècies que es troben plenament explotades (Merino *et al.*, 2008).

Contràriament al que ha ocorregut amb la flota professional d'arts menors, i segurament com a conseqüència d'un increment demogràfic basat en l'economia de serveis, la pesca recreativa ha experimentat un creixement important en els darrers 15 anys, sobre una base tradicional que ja era prou important, exercida des d'antic i molt arrelada en la cultura de les Illes Balears (Massuti, 1973; Duran, 1978; Grau, 2008; Cardona-Pons, 2011). Segons les dades de la DGP, el nombre de llicències recreatives s'incrementà en un ordre de magnitud entre 1997 i 2010, passant de 5.000 a 50.000 (Fig. 1.9). La xifra de 2010 suposa al voltant d'un 70% del nombre total de pescadors recreatius, estimat en base a enquestes en 70.000 persones (Morales-Nin *et al.*, 2005), del que es deriva que aproximadament un 30% de pescadors pesquen sense llicència. La importància d'aquesta activitat a Balears es fa palesa quan es comparen les xifres amb les de tot l'Estat, ja que amb tan sols el 4,4% de la població espanyola, les Illes Balears representen el 32% de les llicències de tot l'Estat (Grau, 2008).

Els 70.000 pescadors recreatius balears practiquen més de 60 tècniques diferents de pesca i incideixen sobre 80 espècies de teleostis i sobre 4 espècies de cefalòpodes (Grau, 2008). El 63% practiquen la pesca des d'embarcació, el 33% des de costa i el 4% restant practiquen la pesca submarina. Les captures estimades per Morales-Nin *et al.*, (2005) són de 1.200 t anuals, el que suposa un 30% de les captures professionals mitjanes que es realitzaven en la primera dècada del s.XXI i el triple de la captura anual d'arts menors citada anteriorment. Segons Morales-Nin *et al.*, (2010) les espècies més importants en pes del conjunt de la pesca recreativa són: *Xyrichtys novacula* (Linnaeus, 1758), *Serranus scriba* (Linnaeus, 1758), *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758), *Trachinus draco* (Linnaeus, 1758), *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758), *Diplodus vulgaris* (G. Saint-Hilaire, 1817), *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), *S. dumerili*, *C. hippurus*, *Coris julis* (Linnaeus, 1758), *Symphodus tinca* (Linnaeus, 1758), *Oblada melanura* (Linnaeus, 1758), *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758), *Mugil spp.*, *E. marginatus*, *Sciaena umbra* (Linnaeus, 1758), *Labrus viridis* (Linnaeus, 1758) i *Octopus vulgaris* (Cuvier, 1797).

La pesca recreativa també ha esdevingut un procés econòmic important, en el que les despeses per a l'activitat genuïnament de pesca (ormeigs, esquers, manutenció) i l'activitat nàutica associada, representen un valor afegit a les captures que supera 4 vegades els valors de primera venda de

l'activitat professional (Tragsatec, 2004). Més recentment, Cardona-Pons (2011) afinà aquesta aproximació estratificant les despeses per tipologia de pescador recreatiu amb un resultat molt més exacte que situa en 2:1 la relació del valor de les captures recreatives envers les professionals.

La normativa genèrica sobre aquest tipus de pesca estableix la necessitat de posseir llicència, la prohibició de comercialitzar les captures, i limita la captura en pes o en nombre de peces (5 Kg més una peça per a la majoria de teleostis, 50 peces per al raor, 10 peces per als cefalòpodes) i les talles mínimes per a 31 espècies. També s'han establert vedes temporals i una mida mínima dels hams que es poden emprar (Decret 69/1999 de 4 de Juny; Decret 61/2002 de 19 d'Abril; *Real Decreto* 347/2011).

Els estudis sobre pesca recreativa s'han multiplicat en els darrers anys, tot i que encara són pocs els que determinen l'estat de conservació dels recursos objectiu. Alós *et al.*, (2008 a, b) determinaren que la major part de les captures (>70%) per a *Diplodus annularis* i *Lithogantus mormyrus* es fa sobre individus juvenils. Tot això, i en funció de dades no publicades de la DGP (Grau, 2012), sembla ser que la substancial minva de la flota professional en els darrers 40 anys, especialment la de bastiments petits que pescaven sobre la plataforma litoral amb tremall de malla petita, de menys de 80 mm o 5p/p, ha produït una recuperació de les espècies normalment capturades en la modalitat recreativa del volantí. Aquest autor també descriu increments significatius de CPUEs de volantí en els darrers 20 anys sobre fons mixts de *Posidonia*, sediments i pedra, on sol actuar el tremall.

Al respecte i en espera de què aquests resultats es publiquin, s'ha de dir que les espècies objectiu de la pesca submarina no s'han vist beneficiades per aquesta minva d'esforç dels arts menors. L'efecte dissuasiu que suposen els fons rocosos abruptes pels tremalls i altres ormeigs ha suposat que històricament aquestes àrees rocoses constituïssin refugis naturals per a certes espècies que no s'han beneficiat tant de la disminució de l'esforç de pesca professional com les que habiten fons litorals estructuralment menys complexes (arenosos o de *Posidonia*). Ben al contrari, l'auge de la pesca submarina (una modalitat de gran tradició a les Balears) a tota la Mediterrània Nord-Occidental, des de la segona meitat del segle XX, ha incidit de forma important sobre el litoral rocós submergit, que constitueix pràcticament un estrat únic i específic on actua aquesta modalitat de pesca. En un estudi sobre l'evolució de les captures a campionats de pesca submarina, Coll *et al.*, (2004) demostraren unes minves significatives de fins a un 50% de la CPUE (Fig. 1.10) i una disminució del nivell tròfic de les peces majors capturades en el període 1975-2001. Com sigui que altres modalitats de pesca han seguit actuant en les immediacions dels fons estrictament rocosos, aquest estudi no concloïa en una relació causa-efecte exclusiva de la pesca submarina en la minva del recurs. La sobrepesca de creixement produïda per la pesca submarina sobre espècies molt concretes es demostra en d'altres estudis basats en l'evolució de les poblacions de peixos durant els primers anys des de la creació del Parc Nacional Marítim Terrestre de Cabrera (PNMTC), quan es prohibí la pesca recreativa, però es continuà permetent la pesca d'arts menors (Coll *et al.*, 1999). D'aquests treballs, així com de la consulta sobre

la pesca d'arts menors en temps passats (Prats, 1997; Massuti i Llompart, 2007; Salas i Torres, 2012) i de projectes més recents sobre espècies litorals (Reñones *et al.*, 2010, 2012) es pot deduir que la pesca submarina sense control ha contribuït a la desaparició d'alguns ormeigs professionals d'arts menors que eren molt selectius (e.g. gambí, llences, fitora, ralls de cigala) i que incidien sobre els fons litorals estrictament rocosos.

En síntesi, és obligat parlar per tant d'una estratificació dels impactes que han exercit i encara exerceixen les diferents modalitats d'arts menors i la pesca recreativa sobre la plataforma litoral, aspecte que s'hauria de tenir en compte en la interpretació dels resultats de l'avaluació dels recursos i en el disseny dels plans de gestió del litoral. La substitució progressiva de la pesca professional per la recreativa en l'ús dels recursos (Morales-Nin *et al.*, 2010) també genera un repte d'un indubtable interès científic tant per conèixer la resposta dels recursos a aquests canvis com en l'assessorament a les autoritats pesqueres. A mode de síntesi, a la taula 1 es presenta una relació de les diferents modalitats de pesca i ormeigs que incideixen sobre les 77 espècies enregistrades en aquesta tesi doctoral.

Estructura i objectius d'aquesta tesi doctoral

La tesi està dividida en quatre parts i vuit capítols que s'enumeren correlativament. La part I consta d'un sol capítol, en el que ens trobam, que ha volgut introduir la problemàtica dels recursos en la franja litoral i el context ecosistèmic i pesquer que dugueren a les polítiques de gestió actuals. Les parts II i III constitueixen el cos empíric de la tesi i cadascuna tracta les eines i els projectes de gestió litoral diferenciades cronològicament i conceptual. Ambdues parts se centren en la resposta de les comunitats i les espècies indicadores de peixos a aquestes mesures d'intervenció i gestió en el litoral a les Illes Balears.

La Part II tracta sobre l'ús dels esculls artificials de producció i consta de tres capítols (2, 3 i 4). En el capítol 2 es fa una introducció a l'ús i la concepció dels esculls artificials i de la seva problemàtica i normativa. En el capítol 3 es pren l'escull artificial del Sud de Formentera, que presenta les condicions ideals de fondeig per permetre confirmar o rebutjar les hipòtesis plantejades sobre la composició i estructura de les comunitats de peixos en aquests hàbitats artificials.

Els resultats del capítol 3 estableixen així mateix la hipòtesi de partida que afronta el Capítol 4. En aquest capítol es testa l'efecte que la pesca ha tingut sobre els esculls artificials després d'un període d'explotació de 9 anys i s'analitzen els possibles efectes negatius de la concentració de peixos en les zones d'influència dels esculls. El marc geogràfic del capítol 4 també permet descriure l'efecte de diferents factors nominals, com la pressió antròpica i l'estat general de l'ecosistema, que afecten diferents esculls artificials a les aigües de Mallorca i Formentera.

La Part III d'aquesta tesi tracta sobre l'ús de les àrees marines protegides (AMPs) en la gestió dels recursos íctics litorals i consta de tres capítols: 5, 6 i 7 per tal d'establir un ordre correlatiu amb els anteriors.

En el capítol 5 es fa una introducció al concepte d'AMP, al seu ús com a eina de gestió pesquera i la seva aplicació i normativa. El Capítol 6 se centra en tres objectius concrets: a) es contrasta l'efecte de la protecció total (reserves integrals) y parcial (reserves parcials) sobre un conjunt d'espècies que són objecte de la pesca professional i de la pesca recreativa; b) s'avalua l'efecte de diferents covariables d'hàbitat en la resposta dels peixos en front de la protecció i, c) es descriuen per primera vegada a la Mediterrània Occidental els valors de biomassa en saturació, el que seria equivalent a la capacitat de càrrega d'aquests sistemes en absència de pesca.

El Capítol 7 aporta noves dades que contribueixen a descriure d'una manera més precisa la capacitat de càrrega de la biomassa del conjunt d'espècies esmentat, i aprofita aquestes dades per generar punts de referència a partir dels quals poder avaluar la resta del litoral obert a la pesca. Amb un conjunt de dades geogràficament ampli, que va des del Nord de Menorca al Sud de Formentera, s'avalua l'estat d'explotació i/o conservació d'aquestes zones. Per a això s'han utilitzant els predictors ecològics que varen resultar significatius per explicar la variació de la biomassa de peixos a les zones de les reserves integrals en els temps més propers a l'assoliment de la capacitat de càrrega.

El gruix de la informació i les tesis plantejades en aquests capítols constituïren la base de les publicacions científiques següents: Coll *et al.*, 1998 (*Hydrobiologia*, 385: 139-152) a partir de la informació del Capítol 3; Coll *et al.*, 2009 (*Bulletin of Marine Science*, 85: 77-100) a partir del Capítol 4; Coll *et al.*, 2012 (*Scientia Marina*, 76: 809-826) a partir del Capítol 6, i Coll *et al.*, (en premsa) (*ICES Journal of Marine Science*) a partir de la informació del Capítol 7. Cal dir al respecte que s'han mantingut els tractaments estadístics i l'estructura dels articles publicats en front d'una possible actualització ja que reflecteix la pròpia evolució del doctorant com a investigador.

Finalment, la Part IV i el capítol 8 de la tesi tracten les conclusions generals extretes, que es llisten correlativament seguint l'ordre dels temes tractats.

Taula 1.1. Qualificació de la vulnerabilitat de les 77 espècies de peixos enregistrades en aquesta tesi doctoral en front de diferents modalitats i ormeigs de pesca professional i recreativa. Valoració a partir dels resultats dels treballs: Llabrés i Martorell (1984); Cardona *et al.*, (2002); Mayol (2000); Morales-Nin *et al.*, (2003, 2004); Mallol i Goñi (2004, 2008); Coll *et al.*, (2004, 2007a); Box (2010); Cerdà *et al.*, (2011) i de consultes amb pescadors. 0: No vulnerable; 1= baixa; 2: mitjana; 3: alta; sd: sense dades a Balears. (Mor: moruna; Ter: teranyina; Ger: gerretera; Jon: jonquiller; Pal: palangre; Curri: curricà; Jig: jigging)

	Tremall			Solta	Bolero	Mor	Ter	Ger	Jon	Pal	P.Suret	Llences	Curri	Jig	Volantí	Llançat	Justa	P.Sub
	8pp	5-6pp	2-3pp															
CONDRICTIS																		
Família Scyliorhinidae																		
<i>Scyliorhinus canicula</i> Linnaeus, 1758	3	2	2	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
Família Rajidae																		
<i>Rostroraja alba</i> Lacepede, 1803	1	3	1	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raja asterias</i> Delaroche, 1809	0	1	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raja brachyura</i> Lafont, 1873	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raja miraletus</i> Linnaeus, 1758	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raja montagui</i> Fowler, 1910	0	2	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raja radula</i> Delaroche, 1809	1	2	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Torpedinidae																		
<i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810	2	2	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Dasyatidae																		
<i>Dasyatis pastinaca</i> Linnaeus, 1758	3	3	3	2	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Myliobatidae																		
<i>Myliobatis aquila</i> Linnaeus, 1758	2	2	2	2	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pteromyiaeus bovinus</i> Geoffroy StsdHilaire, 1817	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
OSTEICTIS																		
Família Congridae																		
<i>Conger conger</i> Linnaeus, 1758	1	1	1	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	2	0	0	2
Família Muraenidae																		
<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	2	2	1	0	1	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	2
<i>Gymnothorax unicolor</i> Delaroche 1809	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
Família Clupeidae																		
<i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847	1	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Synodontidae																		
<i>Synodus saurus</i> Linnaeus, 1758	2	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	3	0	0	0
Família Phycidae																		
<i>Phycis phycis</i> Linnaeus, 1766	3	3	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	2
Família Zeidae																		
<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	3	3	3	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	0	0
Família Scorpaenidae																		
<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758	3	3	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	3	3	3	0	2	0	0	0	0	3	0	0	0	1	2	0	0	2
<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810	3	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

	Tremall			Solta	Bolero	Mor	Ter	Ger	Jon	Pal	P.Suret	Llences	Curric	Jig	Volantí	Llançat	Justa	P.Sub
	8pp	5-6pp	2-3pp															
Família Serranidae																		
<i>Epinephelus costae</i> Steindachner, 1878	1	1	1	0	1	1	0	0	0	2	0	1	1	3	0	0	0	2
<i>Epinephelus marginatus</i> Lowe, 1834	2	2	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	3
<i>Epinephelus caninus</i> Valenciennes 1843	1	1	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	3	0	0	1
<i>Mycteroperca rubra</i> Bloch 1793	1	1	0	0	1	1	0	0	0	2	0	1	1	2	0	0	0	2
<i>Serranus scriba</i> Linnaeus, 1758	3	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	2	3	1	3	1
<i>Serranus cabrilla</i> Linnaeus, 1758	1	1	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	3	1	1	0
Família Apogonidae																		
<i>Apogon imberbis</i> Linnaeus, 1758	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Sciaenidae																		
<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	3	3	0	1	3	3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	3
Família Mullidae																		
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	3	3	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Família Dactylopteridae																		
<i>Cephalacanthus volitans</i> Linnaeus, 1758	3	3	1	1	2	3	3	1	0	2	0	0	0	1	2	1	0	1
Família Tryglidae																		
<i>Trigloporus lastoviza</i> Brünnich, 1769	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Família Carangidae																		
<i>Trachurus mediterraneus</i> Steindachner, 1868	2	1	0	1	1	0	3	1	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0
<i>Seriola dumerili</i> Risso, 1810	2	2	1	3	2	3	3	0	0	0	0	0	3	3	1	0	0	2
Família Sparidae																		
<i>Boops boops</i> Linnaeus, 1758	1	1	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0
<i>Oblada melanura</i> Linnaeus, 1758	2	2	0	2	2	0	3	0	0	0	1	0	0	2	0	0	3	1
<i>Sarpa salpa</i> Linnaeus, 1758	2	2	0	2	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	1	2	1	3	0	0	1	3	1	1	1	0	3	1	2
<i>Dentex dentex</i> Linnaeus, 1758	3	3	1	1	2	2	2	0	0	3	0	3	3	3	0	0	0	2
<i>Diplodus annularis</i> Linnaeus, 1758	3	2	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	3	1	3	0
<i>Diplodus puntazzo</i> Cetti, 1777	3	3	0	1	2	3	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	2	3
<i>Diplodus sargus</i> Linnaeus, 1758	1	1	0	2	3	1	2	0	0	1	3	3	0	1	1	3	3	3
<i>Diplodus vulgaris</i> Geoffroy StsdHilaire, 1817	3	3	0	1	1	3	3	0	0	1	2	2	0	1	3	2	3	1
<i>Diplodus cervinus</i> Lowe 1838	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	3
<i>Pagellus acarne</i> Risso, 1826	3	1	0	0	0	0	2	0	3	1	0	0	0	1	3	0	0	0
<i>Pagellus erythrinus</i> Linnaeus, 1758	1	1	1	1	1	0	1	0	0	2	1	1	0	1	3	0	0	0
<i>Spondyllosoma cantharus</i> Linnaeus, 1758	2	2	1	0	1	0	0	0	0	3	2	2	2	1	3	0	0	3
<i>Pagrus pagrus</i> Linnaeus, 1758	2	2	1	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	2	3	0	0	0
Família Centracanthidae																		
<i>Spicara smaris</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spicara maena</i> Linnaeus, 1758	3	1	0	0	1	0	3	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Família Trachinidae																		
<i>Trachinus araneus</i> Cuvier, 1829	2	3	0	1	1	1	0	0	0	2	0	0	1	2	2	0	0	0
<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758	2	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	3	3	0	0	0
<i>Trachinus radiatus</i> Cuvier, 1829	1	2	1	0	1	0	0	0	0	3	0	0	3	2	3	0	0	1

	8pp	Tremall 5-6pp	2-3pp	Solta	Bolero	Mor	Ter	Ger	Jon	Pal	P.Suret	Llences	Curric	Jig	Volanti	Llançat	Justa	P.Sub
Família Uranoscopidae																		
<i>Uranoscopus scaber</i> Linnaeus, 1758	3	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Pomacentridae																		
<i>Chromis chromis</i> Linnaeus, 1758	2	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Família Labridae																		
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	3	3	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3
<i>Labrus viridis</i> Linnaeus, 1758	3	3	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Coris julis</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	3	0	3	0
<i>Symphodus mediterraneus</i> Linnaeus, 1758	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Symphodus tinca</i> Linnaeus, 1758	3	3	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2	2
<i>Symphodus doderleini</i> Jorda 1891	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus melanocercus</i> Risso 1810	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus ocellatus</i> Forsskal 1775	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus rostratus</i> Bloch 1797	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus cinereus</i> Bonaterre 1788	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Blenniidae																		
<i>Parablennius rouxi</i> Cocco 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Tripterygiidae																		
<i>Tripterygion delaisi</i> Zander i Heymer 1970	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Gobiidae																		
<i>Gobius auratus</i> Risso 1810	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobius cruentatus</i> Gmelin 1789	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobius geniporus</i> Valenciennes 1837	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobius buccichi</i> Steindachner 1870	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobius vittatus</i> Vinciguerra 1883	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gobius</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Bothidae																		
<i>Bothus podas</i> Delaroche, 1809	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Família Soleidae																		
<i>Solea impar</i> Bennett, 1831	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Solea kleini</i> Bonaparte, 1833	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Balistidae																		
<i>Balistes carolinensis</i> Gmelin, 1789	1	1	0	1	1	3	2	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	1

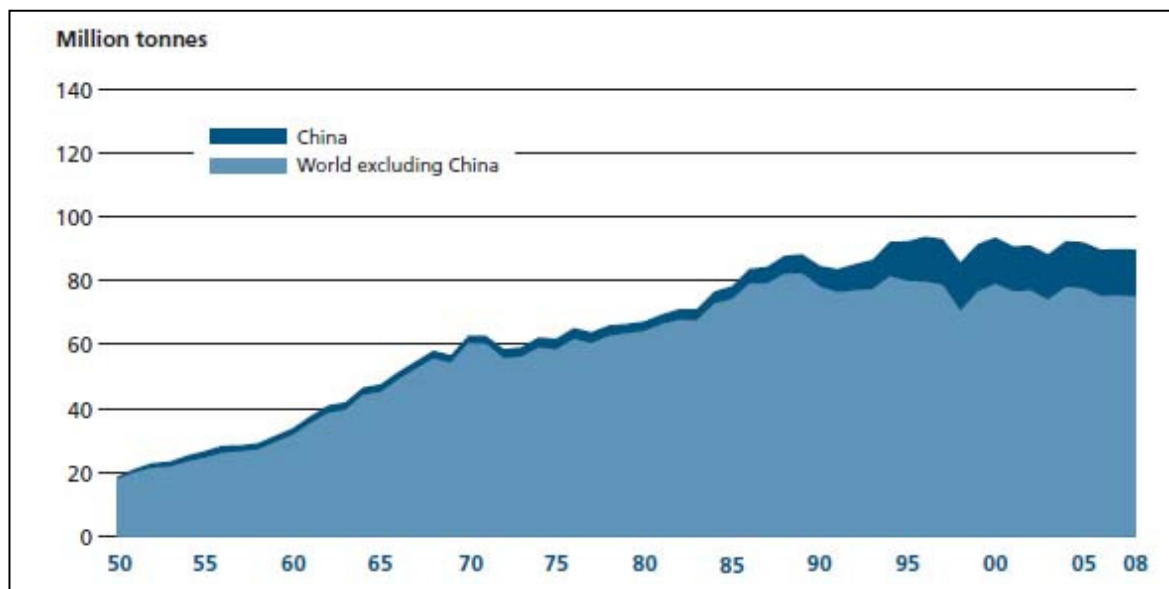


Figura 1.1. Evolució de les captures mundials enregistrades per FAO (2010) entre 1950 i 2008.

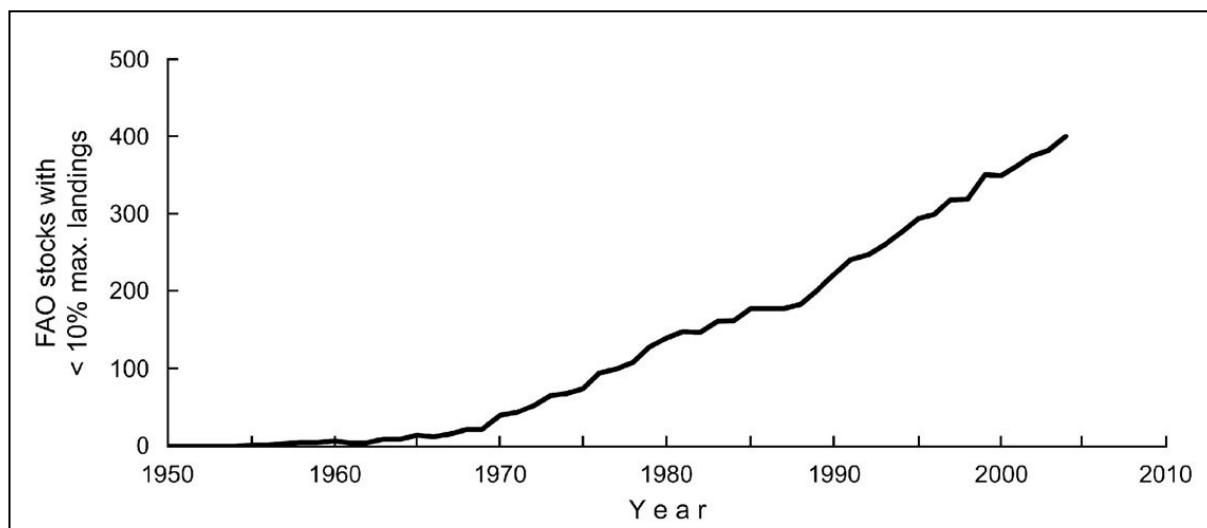


Figura 1.2. Evolució del nombre d'estocks que han assolit nivells inferiors al 10% de la seva biomassa màxima enregistrada històricament i que es poden considerar col·lapsats. Adaptat de Froese i Pauly (2012).

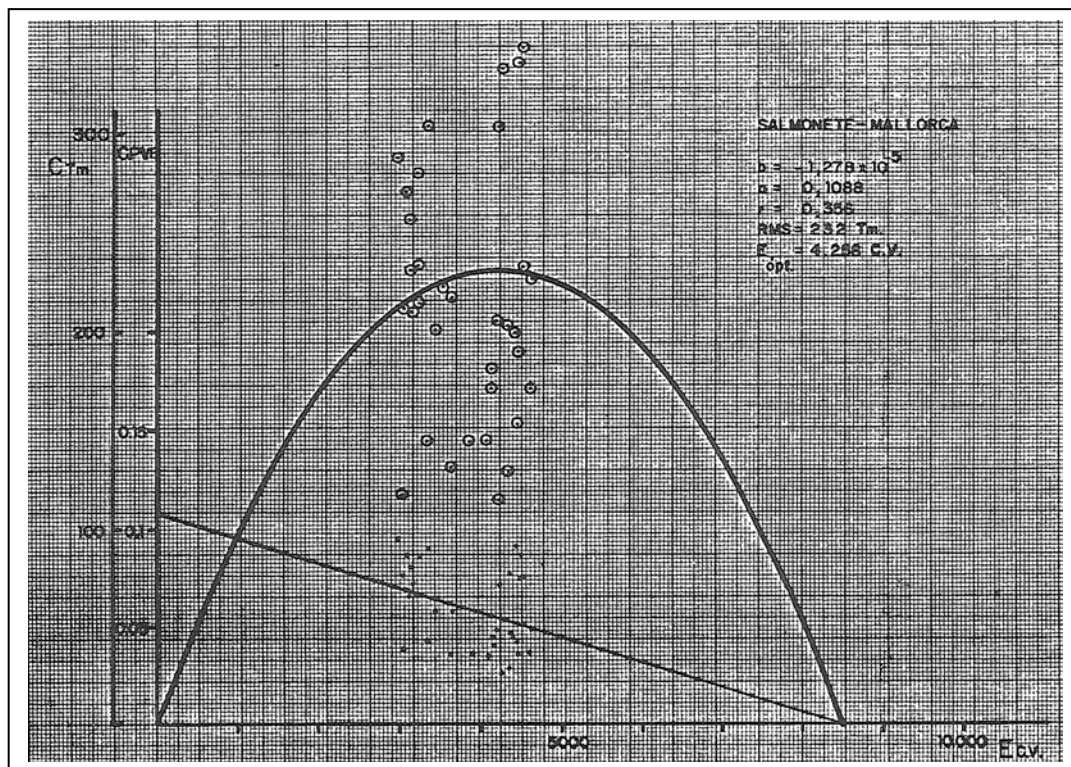


Figura 1.3. Ajust de les captures de *Mullus surmuletus* a la corba d'Schaeffer. Contrast de la captura i CPUE (ordenades) amb de la evolució de l'esforç total (abcises). Font: Massuti (1989).

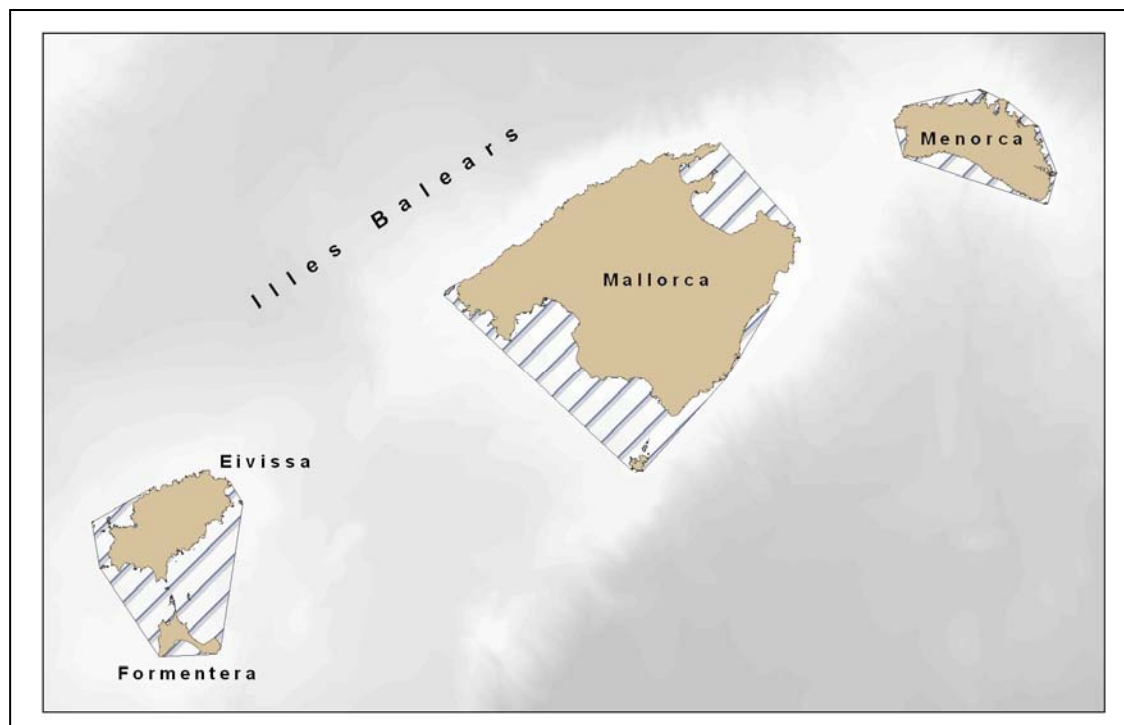


Figura 1.4. Límits de les aigües interiors i exteriors amb respectiva competència autonòmica i estatal (Real Decreto 2510/1977 de 5 de agosto).

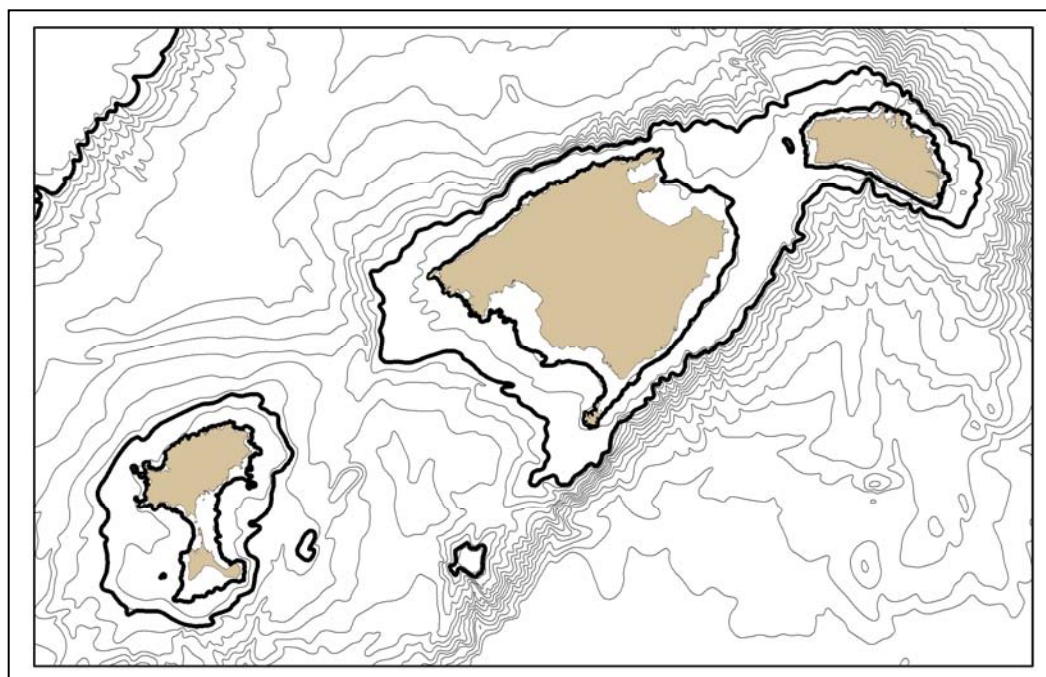


Figura 1.5. Batimetria del promontori balear, destacant-se les plataformes continental (< 200 m) i litoral (< 50 m). Font: *General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO)*.

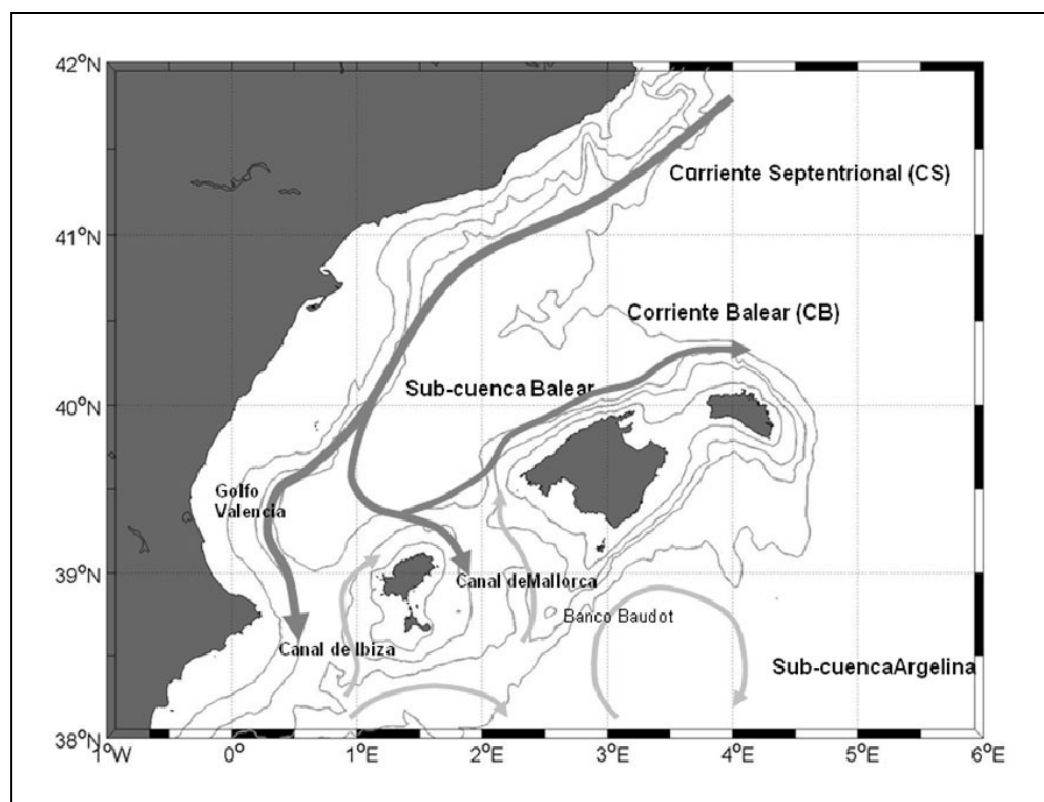


Figura 1.6. Circulació marina predominant a la conca catalano-balear i a la conca algeriana. Línies fosques: aigua resident, freda i salada del nord. Línies grises: aigua atlàntica provinent de l'Estret de Gibraltar. Font: López-Jurado (2009).

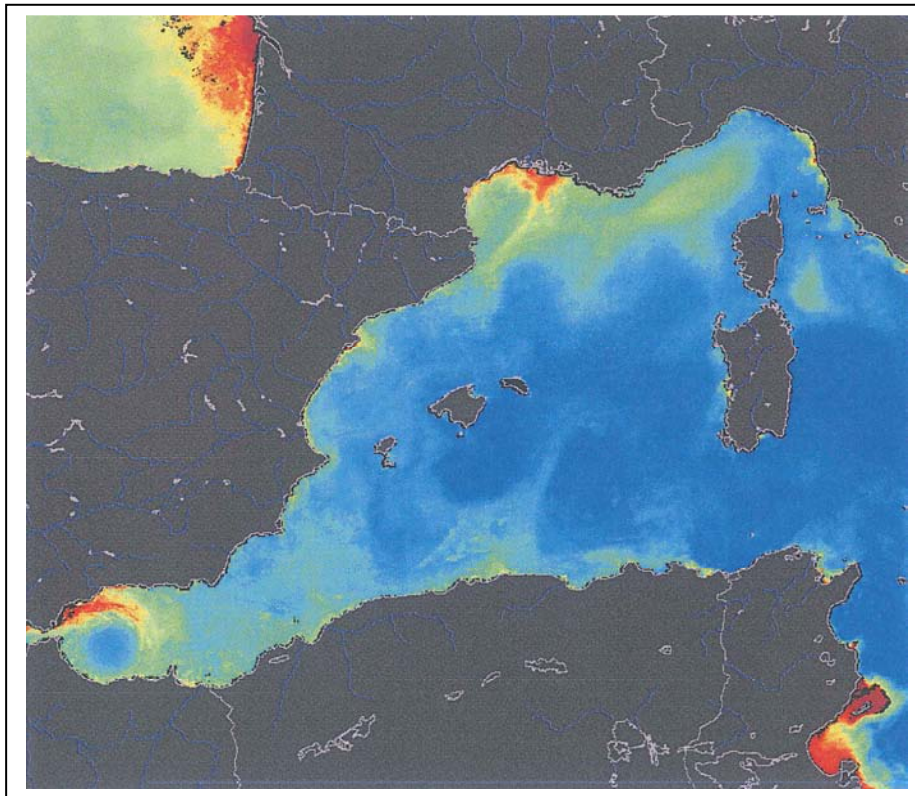


Figura 1.7. Distribució de clorofil·la a a la Mediterrània Occidental on es pot observar el gradient entre l'àrea d'influència del Golf de Lleó i les Illes Balears, més oligotròfiques. El color blau fosc es correspon amb valors $< 0,1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Adaptat de Jansà (2008).

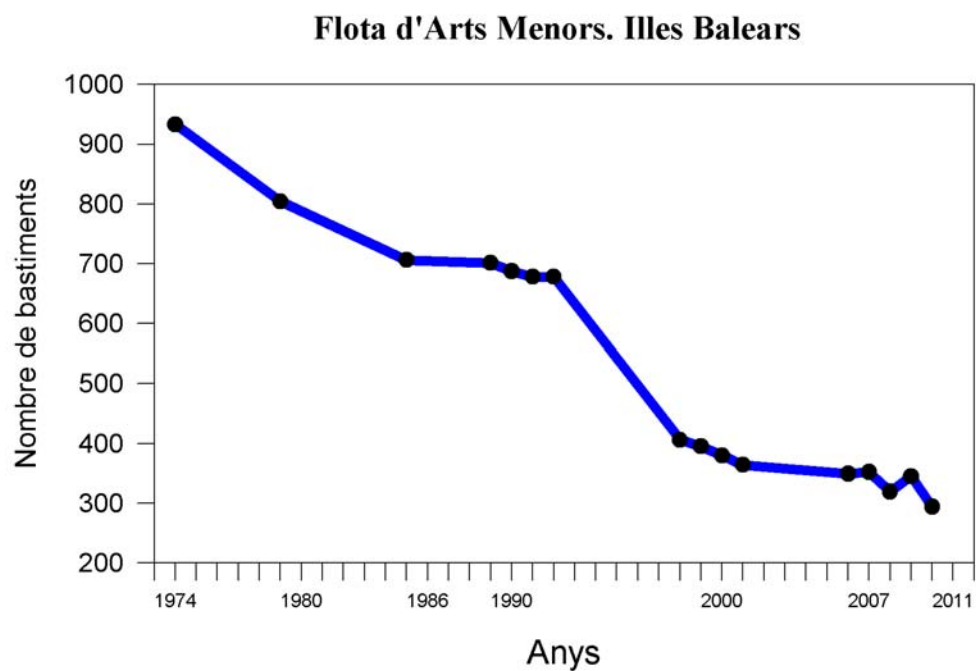


Figura 1.8. Evolució del nombre de vaixells per a la flota d'arts menors de Balears entre 1974 i 2010.

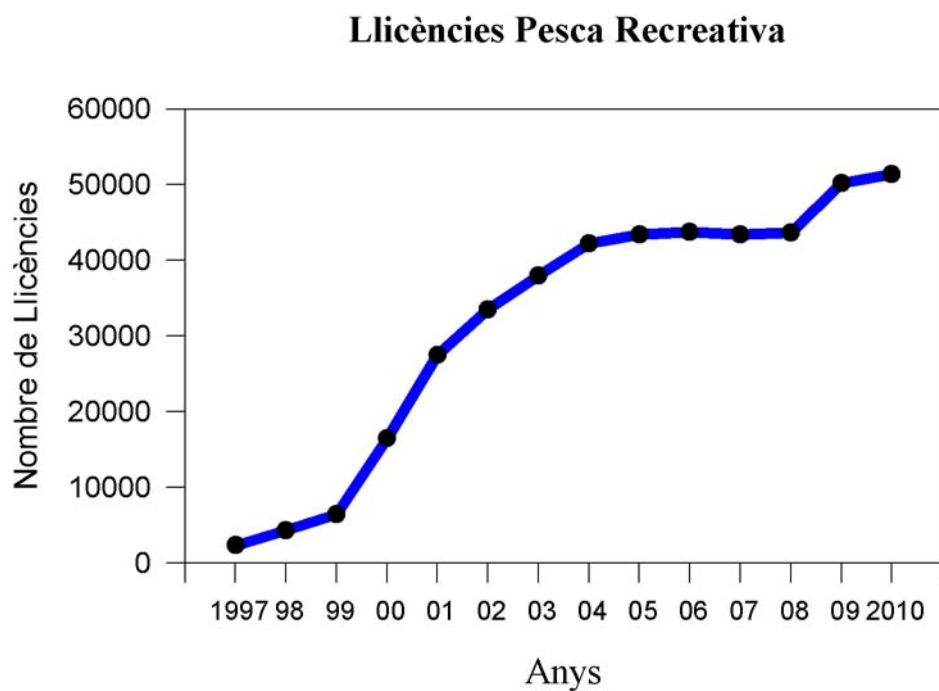


Figura 1.9. Evolució del nombre de llicències de pesca recreativa a les Illes Balears entre 1997 i 2010. Dades de la Direcció General de Medi Rural i Marí. Govern de les Illes Balears.

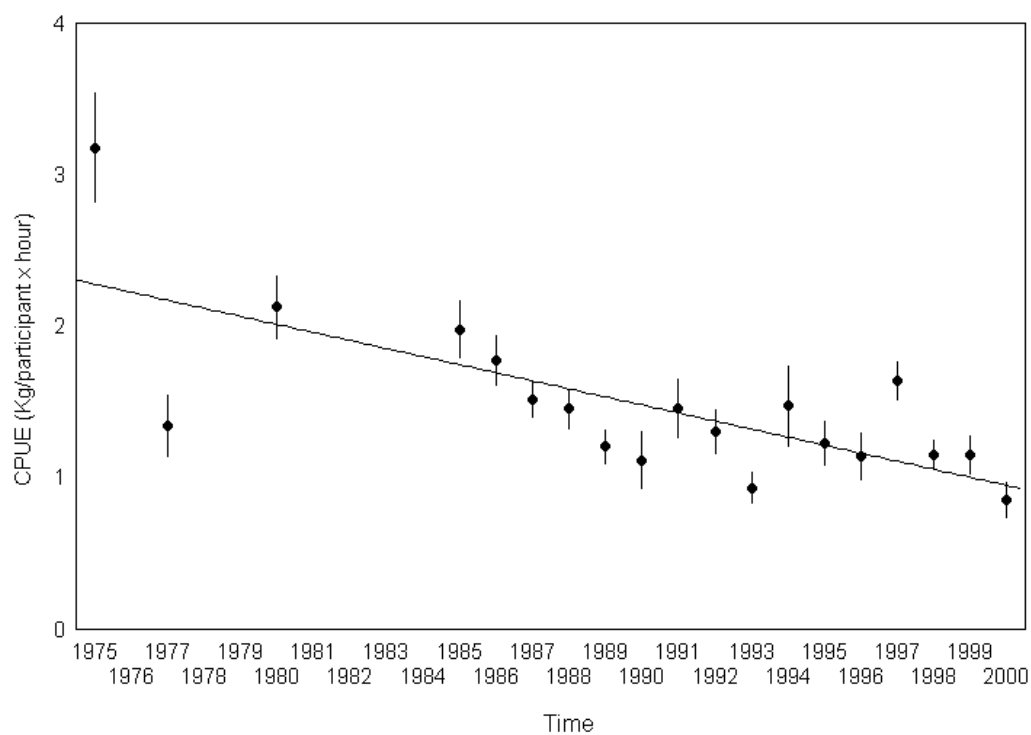


Figura 1.10. Evolució temporal de la CPUE ($\text{kg} \cdot \text{participant}^{-1} \cdot \text{hora}^{-1}$) en els campionats regionals de pesca submarina desenvolupats a les Illes Balears entre 1975 i 2000. Font: Coll *et al.*, (2004).

Part II

Els Esculls Artificials d'Agregació/Producció

*Todo universo tendería a llegar
a la reflexión lo más aprisa posible,
aunque algunos no lo conseguirían.*

Ramon Margalef, 1993

Capítol 2

Introducció als Esculls Artificials

Introducció als esculls artificials (EAs)

Antecedents històrics i normatius

La transformació d'hàbitats originals planers, de sorra o fang, amb poca estructura, en fons rocosos molt més complexos, amb una utilitat pesquera, es remunta als primer registres de la pesca de la tonyina mitjançant almadraves a Sicília, uns 1.000 anys AC. Riggio *et al.*, (2000), expliquen que l'ancoratge de les *tonnare* es feia mitjançant grans blocs de roca que eren abandonats en finalitzar la temporada. L'acumulació d'aquestes pedres generà noves pesqueres de peixos demersals que eren explotades regularment en els intervals entre les temporades de tonyina. Però la instal·lació d'EAs expressament per afavorir la pesca prové, això no obstant, del Japó, que des del segle XVII emprà expressament vaixells vells i cúmuls de pedra sobre fons sedimentaris per incrementar la producció de peix i *kelp* (Ito, 2011).

Però l'ús planificat i regulat dels EAs no s'inicià fins la segona meitat del segle XX quan països com EEUU i, sobretot, el Japó, incorporaren aquesta tecnologia a l'activitat pesquera. El Japó es plantejà els EAs com a un objectiu de política nacional amb l'objecte principal de crear noves pesqueres i incrementar la producció. Des dels anys 70 s'han instal·lat esculls en aquest país a més de 20.000 llocs diferents, amb una inversió econòmica i tecnològica notable i creixent. Al Japó, hi ha EAs amb dissenys molt diversos, pensats per a objectius diferents: des d'esculls de baix relleu formats per cúmuls de pedra situats a badies, estructures de formigó i acer de fins a 30 m d'alçada, esculls per a *nursery* a aigües somes, esculls de reproducció i propagació per a pops i calamars, esculls antirràsec de fondària (200-300 m) per a la protecció de braquiúrids fins a, finalment, muntanyes submarines artificials per afavorir *up-wellings* (Ito, 2011; Okano *et al.*, 2011). En tots aquests projectes són corrents les anàlisi de cost-benefici, així com els conceptes funcionals de *nursery*, producció i agregació, dispersió i enriquiment de la zona d'influència, sempre amb uns objectius combinats i ben definits.

Als EEUU, els EAs es van utilitzar en polítiques de gestió pesquera dels estats riberencs i fins i tot a un nivell més local, com les associacions privades de pescadors recreatius, que instal·laren esculls per augmentar la pesca en les seves sortides regulars. Només al Golf de Mèxic i, concretament, a les costes d'Alabama, hi ha hagut un disseny coherent que ha obtingut uns resultats concrets positius, augmentant la pesquera de lutjànids (Bortone, 2011a). Aquesta utilització d'esculls per incrementar les captures comercials ja s'aplicava als països veïns de Mèxic i Cuba en la pesquera de llagosta (les anomenades *casitas*, usades per a l'agregació d'aquests decàpodes) (Briones-Fourzán i Lozano-Álvarez, 2001).

Als mars europeus el fondeig d'EAs està subjecte a diverses regulacions relacionades amb la protecció del mar en front de la contaminació i dels abocaments de material inservible. L'auge dels EAs en la segona meitat del s.XX comportà la problemàtica inherent a la pròpia filosofia del que és un EA, i de la seva confusió deliberada amb el simple abocament de material de rebuig. Entre el marc

normatiu que s'ha generat al respecte cal citar diferents convenis i protocols sobre els quals s'ha constituït la normativa europea i estatal sobre EA:

- . Conveni per a la prevenció de la contaminació marina per abocament de deixalles i altres materials (Londres, 1972; i el seu protocol de 1996).
- . Conveni OSPAR per a la protecció del medi ambient marí de l'Atlàntic Nord-Oriental (adoptat el 1992 i aplicat des de març de 1998); i que substituï el Conveni per a la prevenció de la contaminació marina per abocament des de vaixells i avions (Conveni d'Oslo).
- . Conveni de Barcelona per a la protecció de la Mediterrània en front de la contaminació (1976) posteriorment modificat amb el protocol d'abocaments (Dumping Protocol, 1995).
- . Conveni de Helsinki per a la protecció del medi ambient marí del Mar Bàltic (1992; aplicat des de 2000) i signat pels països costaners del Bàltic i per la UE.

A partir d'aquests convenis es desenvoluparen plans regionals més específics per a l'ús i construcció d'EAs en el medi marí, com el cas de la "Guia per a l'establiment al mar de materials amb altres propòsits que la mera deposició (construcció d'esculls artificials)" (UNEP MAP, 2005) i, més recentment, l'actualització del Conveni de Londres (*London Convention and Protocol*/UNEP, 2009) en el cas particular de l'establiment d'EAs. Aquest document estableix que un escull artificial és "una estructura submergida deliberadament situada sobre el fons per a recrear diverses funcions dels esculls naturals, com la de protegir, regenerar, concentrar o incrementar les poblacions dels recursos marins vius". Així, els objectius dels esculls poden incloure la protecció i producció de pesqueries, protecció i restauració d'hàbitats, recerca i lleure. Aquesta definició exclou estructures submergides tals com esculleres, morts de fondeig, cables, tubs, plataformes o dispositius de recerca marina, malgrat que, de manera incidental, imitin algunes funcions dels esculls naturals. La utilització de vaixells es contempla per tant per omissió en la llista de casos exclosos, i sempre i quan no presentin un risc de contaminació i els seus objectius s'adaptin als abans esmentats, tot descrivint-se de forma molt acurada el seu tractament i casuística en l'annex 5 d'aquest protocol.

A la Mediterrània els EAs s'han emprat majoritàriament per protegir hàbitats i comunitats vulnerables, com ara els alguers de *Posidonia oceanica* i, indirectament, afavorir les espècies amb interès pesquer i reduir conflictes entre modalitats de pesca (Fabi i Spagnolo, 2011); si bé l'ús específic d'aquestes estructures per a l'increment dels estocs explotats i l'afavoriment i diversificació de la pesca d'arts menors ha atès també bona part de les inversions i de la recerca científica (Gómez-Buckley i Haroun, 1994; Jensen *et al.*, 2000; Bortone *et al.*, 2011).

Espanya és el país de la UE on s'han fondejat un major nombre d'EAs des de 1982, amb un total de 103 projectes, desenvolupats tant a aigües interiors de les CCAA com a aigües exteriors, que són competència de l'Estat. Els projectes d'EAs s'han inclòs des dels anys 80 en el marc de la legislació pesquera, concretament a partir de la *Orden Ministerial de 1 de Mayo de 1982*, del *Real Decreto 798/1995 de 19 de Mayo* i, posteriorment, en la *Ley 3/2001 de 26 de Marzo*, que en el capítol

III “*Medidas de protección y regeneración de los recursos pesqueros*” i en l’article 15, inclou els EAs a les zones d’acondicionament marí. Així mateix, i amb una visió no tan sols pesquera sinó també de protecció, restauració i rehabilitació ecosistèmica, i amb una perspectiva tan social com ecològica, el Ministeri de Medi Ambient publicà el 2008 la “*Guia metodològica para la instalación de arrecifes artificiales*”. Aquí es troben les pautes per a desenvolupar els diferents tipus d’esculls on, a part dels usos tradicionals esmentats, s’inclouen vaixells metàl·lics i els seus protocols d’acondicionament, així com esculls per fomentar la pesca recreativa i alleugerir la pressió sobre les pesqueres naturals tradicionals.

A les Illes Balears els EAs es troben actualment regulats en les seves aigües interiors al Decret 91/1997 de protecció dels recursos marins de la CAIB i, en la seva correcció, en el Decret 92/2005 d’1 de setembre, on es defineixen els EAs com “el conjunt d’elements construïts amb diversos materials inerts i no contaminants i de diverses formes, o bé els bucs dels vaixells de fusta o metall específicament adaptats a aquesta finalitat que complint les normes establertes s’instal·lin sobre una superfície del fons marí prèviament delimitada”.

Criteris biològics i ecològics en els projectes d'EAs balears i en el context científic actual

En aquesta tesi només es tracten els EAs anomenats de producció, és a dir, els integrats per mòduls alveolars de formigó amb dissenys complexos que contrasten amb els mòduls anti-ròssec, que són estructuralment molt més senzills (Fig. 1). La major part dels EAs de producció foren establerts per la Conselleria d’Agricultura i Pesca entre 1989 i 1990 amb uns objectius clarament pesquers, que es basaven en una sèrie de punts teòrics que resumim aquí a partir dels treballs de Massuti (1989) i Massuti-Pasqual (1991). Segons aquests autors, els esculls de producció incrementarien la producció pesquera degut als següents efectes directes:

- . la formació de biomassa nova que d’altra manera no s’hagués format, per absència de superfícies d’assentament per a larves d’organismes sèssils, per a espores d’algues així com pel reciclatge de l’energia sobrant (referint-se a la creixent eutrofització de la costa).
- . la multiplicació de la biomassa per l’augment de la superfície d’assentament, substituint les superfícies bidimensionals originals amb cavitats tridimensionals.
- . la biomassa produïda és quantitativament diferent a la dels biòtops circumdants i pot servir de reclam a productors terciaris (e.g. peixos) diferents als habituals dels fons originals sobre els que s’instal·là l’escull.
- . la major disponibilitat d’aliment que es tradueix en un increment de la producció terciària de grans invertebrats i de peixos, tant en el temps com a l’espai.

I d'uns efectes indirectes:

- . la baixa alterabilitat dels substrats durs permeten limitar els factors de mortalitat d'ous, larves i exemplars joves de moltes espècies com ara calamars, sípies i crustacis en època de muda, amb un increment final dels estocs.
- . els substrats durs permeten el refugi als reproductors.
- . els substrats durs obstaculitzen mecànicament la pesca de ròssec, evitant els seu impacte directe o indirecte sobre les espècies objectiu de la pesquera d'arts menors.
- . els substrats durs atreuen peixos i els concentren, permetent l'estalvi de combustible i minvant costos.

S'ha de dir al respecte que, a finals de la dècada dels 80, aquesta política resultava força innovadora i atractiva perquè responia a la necessitat real de protegir la franja litoral tant per compensar la inoperància tradicional dels serveis d'inspecció pesquera, com per alleugerir una situació reconeguda de sobrepesca. Al mateix temps, la ciència dels EAs s'estava desenvolupant a passos agegantats en aquesta època i, entre altres estudis, Polovina (1991) alertava de què la funció dels EAs de producció podria ser la de simple agregació de peixos, la d'incrementar la seva capturabilitat i conduir o agreujar finalment la situació de sobrepesca. S'ha d'assenyalar que cap país mediterrani havia restringit l'accés als EAs per part de les flotes que realment podien treure'n un profit: la flota d'arts menors i la recreativa i que, per tant, els EAs constituïen uns sistemes oberts de producció/agregació i explotació. Bohnsack (1989) apuntava la paradoxa de què era precisament quan els recursos es trobaven sobreexplotats i els fenòmens de competència del recurs per l'hàbitat podien minvar quan es generaren la majoria de projectes d'increment artificial d'hàbitat mitjançant EAs. La dicotomia entre la producció i la concentració ha generat i continua generant gran discussió, que ha afavorit la producció d'interessants aportacions científiques (Bohnsack, 1989; Polovina, 1991; Harmelin i Bellan-Santini, 1996; Osemberg *et al.*, 2002; Seaman *et al.*, 2011, entre d'altres). Bohnsack, (1989), per exemple, esquematitza les diferents vies que seguirien ambdós processos, i que es traduirien en una captura total menor, en el cas de l'efecte de concentració, si els EAs no augmenten la capacitat de càrrega del sistema (Fig. 2).

Contrastar els raonaments teòrics en la instal·lació d'EAs amb resultats i reflexions actuals ens ajudarà a encaixar les diferents hipòtesis que es plantegen en els capítols 3 i 4 d'aquesta tesi. Les bases teòriques apuntades abans (Massuti, 1989) es resumeixen en la expressió general de:

$$\Delta B = R + G - Z(M+F)$$

, on l'increment de biomassa (B) d'un estoc és el resultat del reclutament (R) més el creixement (G) menys la mortalitat total (Z) deguda a la mortalitat natural (M) i a la pesca (F). Per tant, el *desideratum* de les autoritats pesqueres d'aleshores era el d'augmentar el reclutament i el creixement i minvar la mortalitat. Si bé la mortalitat (Z) era reconeguda empíricament en les pesqueries balears, especialment la deguda a la pesca (F), les valoracions d'una limitació real de R i de G al medi natural eren inexistents. En aquest marc conceptual, recentment, Caddy (2008) escriu “*where cover is limited for a life-history stage, habitat enhancement seems promising for enhancing the stock*”. Aquest autor identifica el *cover* amb l'estructura que serveix de refugi i esquematitza una intervenció a l'espai, en un eix perpendicular a la costa, en la que es passa d'una zona litoral amb una alta estructura, amb abundància de blocs, esquerdes, forats (producte de la meteorització i erosió), cap a un ambient menys complex a mesura que ens allunyam de costa. Una pauta, tot sigui dit, que s'acompleix a la majoria de mars i oceans (Fig. 3). De fet, i considerant que la manca de refugis de diferent mida en allunyar-nos de costa limita no tan sols les poblacions de juvenils sinó les de peixos adults, Caddy (2011) proposa la utilització de *stepping-stones* que conduirien els organismes marins des de la costa cap a zones exteriors, més profundes, on les seves fases ontogèniques requeririen de forats més grossos, amb una estructura fractal de menor coeficient que la que es troba a costa.

Tots els esculls de producció a Balears es fondejaren sobre el marge dret de l'esquema de J. F. Caddy (Fig. 3), sobre fons d'entre 25 i 31 m de fondària, amb distàncies importants de costa i separats d'aquesta per fons sedimentaris o de fanerògames marines. Cap intervenció es realitzà en el marge esquerre (a la costa) ni entremig (els *stepping-stones*). Essent així, i en coneixement de la zonació vertical del reclutament de la majoria d'espècies de peixos litorals, confinada bàsicament als primers 15 m de fondària (Garcia-Rubies, 1993, 1997; Harmelin-Vivien *et al.*, 1995), i sabent que els EAs són oberts a la pesca, l'increment de biomassa (ΔB) deguda als esculls recauria teòricament en el creixement (G) i la mortalitat (Z). Aquests aspectes serviran per considerar algunes de les hipòtesis i conclusions desenvolupades en els capítols 3 i 4 d'aquesta tesi.

A l'actualitat, i amb algunes excepcions com el sud de Portugal, l'Adriàtic nord o el Japó, l'ús dels EAs no constitueix una eina important en els plans de gestió pesquera arreu del món (Bortone, 2011b). L'elevat preu dels projectes d'EAs, la relativa lentitud en què s'han demostrat efectes positius, l'alerta dels efectes negatius per agregació i sobrepesca, i la irrupció de la ciència de les AMPs, ha deixat molt de banda els EAs de producció. Tot i així, moltes qüestions de caire ecològic i pesquer no han estat encara contestades a molts projectes locals. En aquests sentit, hi ha noves propostes, com les de cobrir les diferents fases vitals de les espècies objectiu, analitzar empíricament els factors limitants al medi, aplicar drets d'accés en aquests EAs o combinar-los amb AMPs (Caddy, 2008; 2011; Seaman *et al.*, 2011), que no s'han abordat encara a les nostres aigües.

En els capítols 3 i 4 d'aquesta tesi doctoral s'aborda una part d'aquestes qüestions i la seva relació amb la gestió pesquera a la franja litoral. Específicament es tracten els següents aspectes:

- . la composició de la fauna íctica que colonitza els EAs

- . l'existència d'associacions de peixos lligades a factors com el substrat i el temps de colonització.
- . el temps de colonització, entès com a un procés de successió ecològica, on varien els diferents indicadors d'estructura de la comunitat
- . el pes relatiu de la producció envers l'agregació
- . els efectes de la pesca sobre els EAs i les seves àrees d'influència

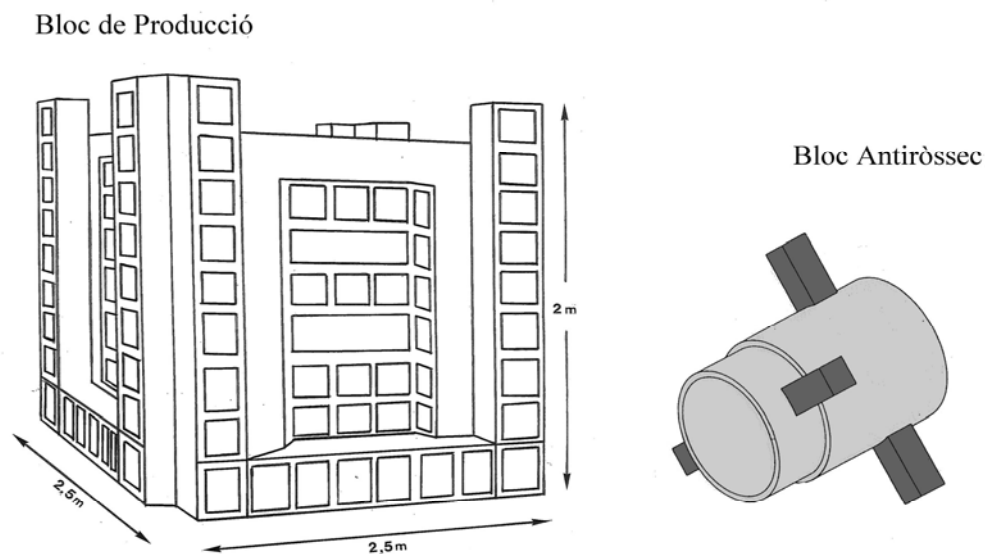


Figura 2.1. Blocs de producció i de dissuasió (antiròssec) emprats en els projectes d'EAs a les Illes Balears.

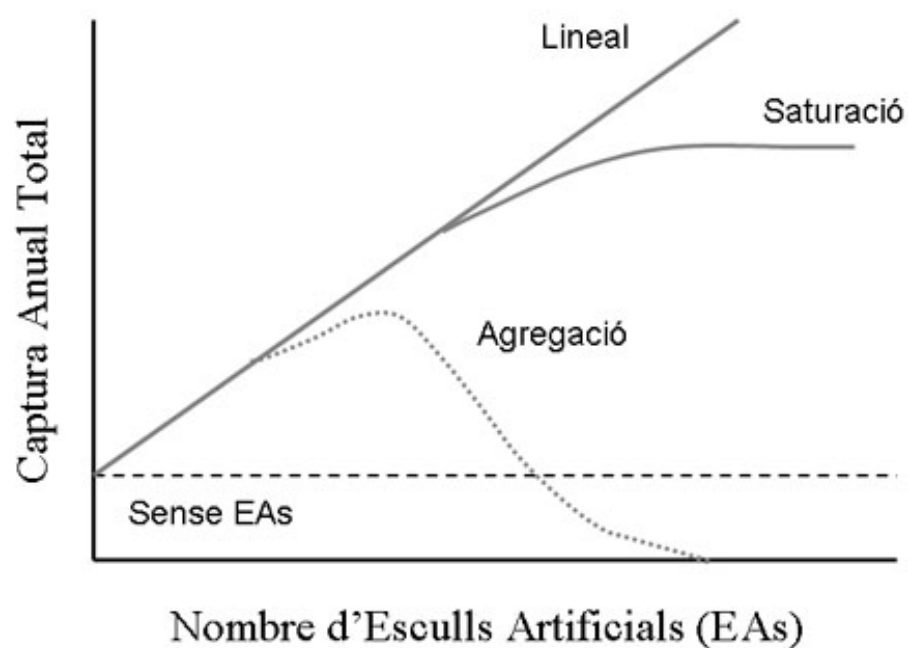


Figura 2.2. Esquematzació dels diferents processos que relacionen els estocs de peixos i els EAs (adaptat de Bohnsack, 1989). Quan la funció dels EAs fos la de producció (línies contínues grises), l'increment de la captura total seguiria un funció lineal si el principal factor limitant fora l'hàbitat, o asimptòtica si hi hagués altres factors limitants. Si la funció principal dels EAs fos la d'agregar peixos (línea puntejada), la captura total s'incrementaria inicialment per sobre de la situació sense EAs, però cauria després per davall d'aquesta com a conseqüència de la sobrepesca.

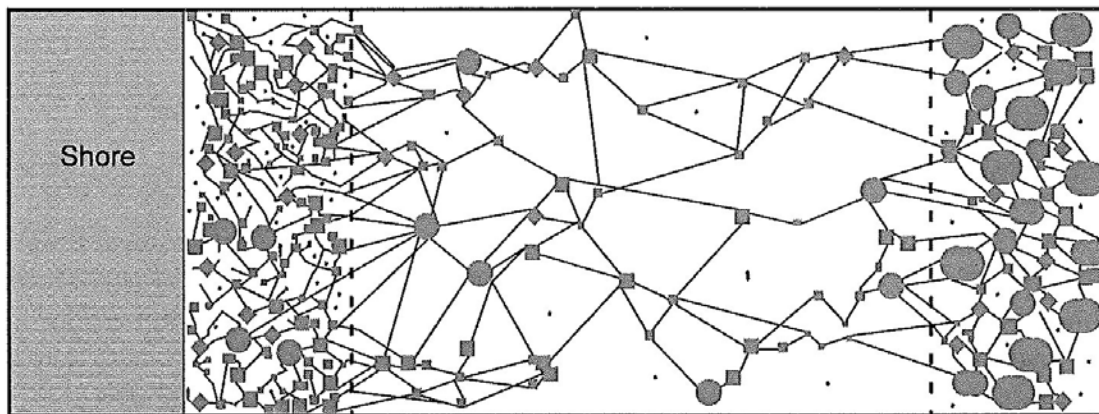


Figura 2.3. Adaptada de Caddy (2008). Il·lustració hipotètica de tres tipus d'ambients amb diferents densitats d'unitats d'estructura. A l'esquerra i vora costa apareix un àrea de *nursery* amb alt coeficient fractal i nombroses petites cavitats (aquesta estructura podria ser completada també per la flora marina). Al mig, un típic fons pla i sedimentari amb refugis molt limitats que deu ser travessat per accedir a un fons llunyà de costa amb un coeficient fractal menor i abundància de grans blocs, esquerdas i lloses de pedra. Les línies representen les trajectòries que uneixen els refugis de diferent mida, on s'interposen unitats d'estructura que faciliten el moviment (els *stepping-stones*).

Capítol 3

Coll, J., J. Moranta., O. Reñones., A. García-Rubies and I. Moreno. 1998. Influence of substrate and deployment time on fish assemblages on an artificial reef at Formentera Island (Balearic Islands, western Mediterranean). *Hydrobiologia*, 385: 139-152.

Capítol 4

Coll, J., R. Abad, E. Álvarez, S. Deudero, R. Mas, F. Riera and I. Moreno. 2009. State of fish populations and influence on the trammel net fishery at three Balearic Island (W Mediterranean) artificial reefs a decade after their deployment. *Bulletin of Marine Science*, 85: 77-100.

Part III

Les Aires Marines Protégées (AMPs)

*Freedom in a commons
brings ruin to all*

G. Hardin, 1968

Capítol 5

Introducció a les AMPs

Introducció a les AMPs

L'any 1937, el president F. D. Roosevelt creà la primera àrea marina protegida del món a Dry Tortugas per a salvaguardar l'única barrera de corall existent als EUA. Posteriorment, el nombre de santuaris i parcs s'anà incrementant, especialment als EUA. D'entre tots, destaca el *John Pennnekamp Coral Reef State Park*, que fou un parc submarí creat a les aigües exteriors de Cayo Largo (Florida) l'any 1963. En aquest mateix any es creà la primera AMP europea, el Parc Nacional de Port Cros, a la costa mediterrània de la veïna França. Des d'aleshores, i especialment a les darreries del segle XX i començament del XXI, la creació d'AMP ha proliferat arreu.

Però cal repassar el concepte d'AMP abans de parlar de la seva expansió recent arreu del món i de la seva creixent acceptació en els diferents àmbits de gestió de la natura. En aquest sentit, la UNEP (United Nations Environmental Program), creà un grup d'experts *ad hoc* per al tractament d'AMPs en el marc de la Convenció per a la Diversitat Biològica (CBD, 2004). Com a resultat s'adoptà una definició per a les “Àrees Costaneres i Marines Protegides” que inclou totes les categories establertes per la IUCN sobre àrees protegides, amb tres objectius clars:

- a) Protegir la biodiversitat
 - b) Afavorir l'ús sostenible dels components de la biodiversitat
 - c) Gestionar conflictes, augmentar el benestar econòmic i millorar la qualitat de vida,
- Així, a partir d'aquesta convenció, les AMPs s'entenen com:

a) qualsevol àrea definida dins o adjacent al medi marí, conjuntament amb les aigües que la cobreixen i la flora, fauna i les característiques culturals i històriques associades, que ha estat reservada per llei o qualsevol altra mesura de protecció efectiva (incloent la tradició), de tal manera que la biodiversitat marina i/o costanera d'aquesta àrea gaudeixi d'un nivell de protecció superior al del seus voltants.

b) les àrees dins l'ambient marí inclouen aigües marines somes i permanents, badies, estrets, llacunes, estuaris, fons aquàtics infralitorals (fons de *kelp*, fons de fanerògames, praderies marines tropicals), esculls de corall; fangs intermareals, planures sorrenques o salines i aigüamolls; esculls de corall d'aigües profundes, i hàbitats de l'oceà obert.

Tot aquesta filosofia de les AMPs amb un objectiu conservacionista, havia tingut el seu bressol anys abans amb un clar enfocament de caire pesquer. En un context de fallida generalitzada de la gestió pesquera tradicional i de sobreexplotació i col·lapse de moltes pesqueres arreu del món (FAO, 1995; Worm *et al.*, 2006; Roberts, 2007) fou el Servei Nacional de Pesqueries dels EUA qui posà la primera base teòrica i les primeres recomanacions per a l'ús de les AMPs com a eines de gestió pesquera (Plan Development Team, 1990). En un document dirigit a les pesqueres dels esculls de corall del SE dels EUA, la NOAA recomanà l'establiment de fins a 8 Reserves Marines Pesqueres

distribuïdes de Nord a Sud, entre els estats de Carolina del Nord i Florida, on l'extracció de recursos restaria totalment prohibida.

La base biològica per a aquest nou enfocament tenia l'arrel en l'índex SPR (*Spawning Potential Ratio*) que mesura la biomassa de l'estoc reproductor sotmès a explotació respecte la biomassa d'aquest estoc en un estat verge, no explotat. Segons Goodyear (1989) el llindar per a aquest índex que pot conduir una pesquera al col·lapse o fer-la sostenible és del 20%. Si l'índex es manté per sobre, la pesquera pot considerar-se sostenible, però si es troba per sota l'estoc tendeix al col·lapse. D'aquí per tant que la proposta del Plan Development Team (1990) sobre la protecció integral del 20% de les àrees de pesca suposàs una aproximació espacial al percentatge mínim a mantenir per a l'estoc reproductor.

En aquest document s'hi troben fins a 21 raonaments pels quals les AMPs aportarien beneficis a les pesqueries, si bé la filosofia principal es deriva de tres principis bàsics: a) la major valoració que es fa dels individus grossos i d'edat avançada en funció del seu potencial en la producció d'ous i el manteniment d'una qualitat en la composició genètica de la població, en front del valor de mercat de la seva carn, b) la gran capacitat de dispersió que tenen els ous i larves mitjançant els corrents des de les AMPs cap a les àrees explotades i, c) la mobilitat dels organismes juvenils i adults d'interès pesquer des de l'interior de l'àrea protegida cap al exterior, ja sigui per migracions tròfiques o reproductives, o bé per l'*home range* habitual de certes espècies, de la pròpia readaptació d'aquest *home range* per causes ontogèniques, i degut a factors denso-depenents a les poblacions (veure Figura 5.1 a, b).

Obviant algunes de les raons amb clars objectius de lideratge nacional dels EUA en política pesquera en aquest document destaquen 19 punts, d'un total de 21, que resumeixen la filosofia del Plan Development Team (1990) en l'ús d'AMPs com a eines de gestió pesquera i que han servit de marc teòric i pràctic per a la creació d'AMPs arreu del món. Segons aquest document, els beneficis que aportarien les Reserves Marines Pesqueres amb màxima protecció serien els següents:

- 1) Protecció de la biomassa de l'estoc reproductor crític per evitar el seu exhauriment per la pesca
- 2) Protecció de la diversitat genètica intraespecífica
- 3) Manteniment de l'estructura d'edats de la població
- 4) Assegurança del reclutament tot i les condicions ambientals incertes
- 5) Manteniment d'àrees amb un equilibri natural en un ecosistema balancejat
- 6) Acceptació i comprensió pública
- 7) Assegurança en front de les fallides de la gestió tradicional
- 8) Protecció contra la sobreexplotació consecutiva
- 9) Imparcialitat i equabilitat entre usuaris
- 10) Disminució de la necessitat de recol·lecció de dades pesqueres
- 11) Manteniment de la pesca recreativa de trofeu a àrees veïnes

- 12) Repoblació suplementària d'àrees obertes a la pesca
- 13) Provisió d'àrees de recerca pesquera
- 14) Provisió de zones mínimament alterades per a l'educació i la recerca
- 15) Protecció dels estocs d'una mortalitat per pesca involuntària (*bycatch*)
- 16) Senzilla execució de la normativa
- 17) Reducció de la pesca furtiva.
- 18) Increment de la col·laboració entre administracions
- 19) Increment dels usos econòmics de baix o nul impacte sobre els recursos

Des de la publicació d'aquest document són nombrosos els treballs que han tractat les AMPs en l'àmbit de la gestió pesquera (Bohnsack, 1993; Lauck *et al.*, 1998; Hastings i Botsford, 1999; Jennings, 2001; Hilborn *et al.*, 2004; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008) si bé la seva utilització i filosofia s'ha anat obrint i reforçant cap a objectius de més ampli abast (Jennings, 2009).

En la declaració de Reykjavick (FAO, 2001) sobre pesqueres responsables en l'ecosistema marí, la utilització d'AMPs apareix implícita en les recomanacions de mesures de gestió de pesca, que inclouen àrees i èpoques tancades i zones reservades per minimitzar l'exhauriment dels estocs, els descarts, les captures accidentals, la pèrdua i abandonament d'ormeigs, la captura d'espècies no objectiu i els impactes negatius en espècies associades o que són dependents de les primeres, en particular espècies en perill de conservació. Posteriorment a aquesta declaració es redactà el document *The Ecosystem Approach to Fisheries* (FAO, 2003) on es reconeix que les AMPs poden contribuir a assolir unes pesqueres sostenibles. En aquest document no es dona una única definició per a les AMPs però la bàsica és: "Qualsevol àrea geogràfica marina a la qual se l'hi atribueix una protecció superior que la de les aigües circumdants pel que fa a la conservació de la biodiversitat o la gestió de pesqueries"

Recentment, la mateixa organització publicà el document *Marine Protected Areas and Fisheries* (FAO, 2011) on es tracta detalladament la utilització d'aquesta figura de protecció com a eina de gestió pesquera. La FAO adverteix explícitament en aquest document que el concepte "reserva" és heterogeni entre diferents països i que mentre per a un pot significar la prohibició de qualsevol tipus d'extracció, per a un altre país pot voler dir que es permet la "pesca no destructiva". A més a més, els termes utilitzats tant per a una com per a l'altra funció són molt variats: àrees totalment protegides, santuaris marins, santuaris oceànics, parcs marins, àrees tancades a la pesca, refugis de pesca i àrees localment gestionades (LMMAs) entre moltes d'altres.

En el marc de l'aproximació ecosistèmica i del principi de precaució en la gestió de pesqueries, i ampliant l'abast dels objectius expressats abans per el CBD (2004), en aquest document de la FAO (2011), s'enumeren tota una sèrie de fites i beneficis que haurien d'oferir les AMPs:

1. Recuperació dels estocs de peixos

2. Assegurar la sostenibilitat dels estocs de peixos i de les pesqueries
3. Protecció de la biodiversitat marina i dels hàbitats crítics
4. Donar suport als estils de vida sostenibles de les comunitats locals que es basen en el mar
5. Augmentar la flexibilitat del sistema en front dels canvis climàtics o altres canvis ambientals
6. Facilitar la resolució de conflictes entre múltiples usuaris
7. Facilitar la recerca científica, l'educació i l'esplai
8. Protegir els indrets amb valors culturals i arqueològics

Adicionalment i derivats d'aquests, la FAO (2011) planteja d'altres objectius potencials:

1. Generar un retorn en forma de beneficis per a l'economia costanera, creant oportunitats per a usos alternatius i, per tant, ajudant a la diversificació de l'economia (e.g. a través del treball en turisme, conservació de la biodiversitat o en pesca recreativa) que, a la vegada, pot reduir l'estrès sobre els estocs de peixos.
2. Proporcionar una defensa en front de la incertesa ambiental, una manera de conservació mitjançant polítiques d'assegurança.
3. Generar valors fora de mercat com a valors indirectes (valors d'ús), valors d'existència o fora d'ús (o d'ús passiu)* i valors d'opció (d'ús futur).
4. Augmentar la conscienciació en vers la importància de certs llocs, en sustentar la producció pesquera i la conservació de la biodiversitat
5. Procurar una demostració de la integració efectiva de diferents sectors en la gestió i l'assoliment de diferents objectius (e.g. manteniment de les pesqueries i conservació de la biodiversitat).

*: especifica el document FAO que els valors d'ús passiu (o de no ús) són valors que estan associats amb els seu significat intrínsec per a la cultura, el patrimoni, l'herència, etc... El valor d'existència seria el valor d'ús passiu que la gent assimila pel simple coneixement de què alguna entitat existeix, encara que ningú la vegi o l'usi mai.

Per tant, la gestió pesquera es dirigeix progressivament cap al tractament ecosistèmic de la pesca, amb la inclusió d'AMPs amb objectius amplis i combinats, la qual cosa es traduiria en una predominància d'AMPs amb usos múltiples. En aquest sentit, les declaracions adoptades pels diferents països en la convenció del CBD (2004) tractaren per una banda, a) l'establiment d'una xarxa global d'AMPs a través de sistemes nacionals i regionals d'AMPs eficientment gestionades i ecològicament representatives (Decisió VII/28, CBD 2004) i, per altra, b) que al manco el 10% de cada ecoregió marina estigués efectivament protegida l'any 2010 (Decisió VII/30, CBD 2004).

Segons dades de la IUCN (2011) aquests compromisos han quedat lluny d'acomplir-se en el terme establert. L'increment recent d'AMPs arreu del món ha estat d'un 36%, passant de 4.116 el

2003 a 5.850 el 2010, una xifra que només suposa l'1,17% de l'àrea total dels oceans (OCEANA, 2011). A la Mediterrània, i segons la IUCN, en el mateix període de temps s'ha protegit tan sols un 0,30% de la superfície total o fins a un 2,66% sobre la plataforma. En aquest sentit Abdulla *et al.*, (2008) advertiren de la dificultat d'acomplir amb aquests compromisos ja que en l'any 2008 l'àrea protegida a la Mediterrània tan sols representava un 4% de la seva superfície. Aquest decalatge entre les dades d'Abdulla i els de la IUCN responen a la comptabilització, per part del primer, del Santuari Marí de Pelagos, al mar de Ligúria, que fou bàsicament pensat per a la protecció de cetacis i que ocupa 87.500 km², representant l'única AMP de caràcter pelàgic a la Mediterrània.

A la reunió del CBD el 2010 (*Conference of the Parties to the CBD, COP X-October*, 2010. Nagoya) i en vistes de la fallida dels compromisos establerts, es decidí posposar la data límit al 2020, la qual cosa s'ha traduït a la UE en l'establiment de la Directiva Marc d'Estratègia Marina que requereix als estats membres a disposar de condicions GES (*Good Environmental Status*) per a les aigües sota la seva jurisdicció per al 2020.

En aquest context, la Mediterrània espanyola compta en l'actualitat amb 25 AMPs (Taula 5.1), la declaració i filosofia de les quals trobaren una clara referència en l'èxit de les reserves marines de les Illes Medes a Girona (Ros *et al.*, 1983) i de l'Illa de Tabarca a Alacant (Ramos, 1985). Aquestes foren les primeres AMPs establertes a l'Estat Espanyol i varen possibilitar la producció d'un nombre molt important de treballs científics en tots els àmbits de l'ecologia marina, els resultats dels quals de ben de bo inspiraren moltes altres regions a declarar, gestionar i estudiar les AMPs.

Les Illes Balears compten actualment amb 8 AMPs (Fig. 5.2 i Taula 5.2). Una d'elles és el Parc Nacional Marítim Terrestre de Cabrera, declarat el 1991 i que té un clar objectiu conservacionista, ja que el seu marc legal es correspon amb la Llei 4/1989 de Conservació dels Espais Naturals i de la Flora i Fauna Silvestres. Les altres 7 AMPs tenen un marc legal i uns objectius de tipus pesquer i es deriven de la filosofia establerta en el Decret 91/1997 de 4 de juliol de protecció dels recursos marins de la Comunitat Autònoma de les Illes Balears (CAIB). Aquesta xarxa incorporà i actualitzà la Reserva Marina del Club Nàutic de s'Arenal-cap Regana (actualment Reserva Marina de la badia de Palma), que fou la primera en ser declarada el 1982. És d'interès ressenyar que el marc legal que ofereix aquesta norma abasta tant objectius pesquers com de conservació de la biodiversitat i en el seu àmbit d'aplicació (Article. 2), es defineixen els recursos marins vius a protegir com “... els recursos marins directament explotats, els potencialment explotables per a diferents finalitats, i les comunitats biològiques constituents de la cadena tròfica d'aquest recursos o de l'entorn físic indispensable per al seu desenvolupament”.

Per assolir aquests objectius, i entre altres disposicions, aquest Decret defineix les Reserves Marines com a “...àrees marines on es limita d'una forma o altre l'explotació dels recursos marins vius per tal d'incrementar l'alevinatge i fomentar la proliferació de les espècies marines objecte d'explotació, o per tal de protegir ecosistemes marins amb característiques ecològiques diferenciades”.

La nomenclatura de la CAIB és per tant clara, referint-se a Reserva Marina a qualsevol àrea marina que gaudeixi de diferents graus de protecció. La major part de les AMPs de les Illes Balears consten d'una zona de màxima protecció, o reserva integral, i una zona de reserva parcial on els usos estan regulats. En el transcurs d'aquesta tesi doctoral anomenarem el conjunt d'aquestes zones protegides com a AMPs, i no com a Reserves Marines, per tal de sintonitzar amb la concepció que internacionalment i actual es dona a aquesta figura, i que és la de màxima protecció. Així per tant, parlarem d'AMPs concretes, de les seves reserves integrals amb màxima protecció (*no-take areas* o reserves marines en l'àmbit internacional) i de les reserves parcials on la pesca està regulada (les *buffer areas* com són internacionalment conegudes) (Fig. 5.3).

A la taula 5.2 es descriuen les dimensions de les 7 AMPs d'orientació pesquera, l'existència de reserves integrals, del servei de vigilància específic per a cada àrea protegida i del seguiment científic que s'hi ha fet.

El capítol 6 d'aquesta tesi doctoral tracta de l'efecte que la protecció total i parcial ha tingut sobre un conjunt d'espècies vulnerables a la pesca professional d'arts menors i a diferents modalitats de pesca recreativa a 3 de les AMPs esmentades. Per esbrinar l'efecte de la protecció s'han tingut en compte les característiques de l'hàbitat per intentar deslligar-lo del possible efecte de la protecció. Així mateix, s'ha estudiat, de forma més detallada, l'evolució temporal de les reserves integrals per tal de fer llum sobre el concepte de capacitat de càrrega en les àrees que gaudeixen de màxima protecció.

En el capítol 7 s'incorporen noves dades del seguiment de les tres AMPs tractades abans, i s'enfoca l'estudi cap a un dels objectius que han estat àmpliament esgrimits com a valor de les reserves marines però que s'ha aplicat rarament: la de servir de referència per a l'avaluació d'àrees explotades. Per aconseguir-ho, s'ha realitzat una anàlisi detallada dels factors ambientals que intervenien en la variació de la biomassa verge o no explotada, un paràmetre d'una importància capital en les pesqueries. A més a més, en aquest capítol es tracten les dades d'altres dues AMPs: la Reserva Marina del Migjorn de Mallorca i el Parc Nacional Marítim Terrestre de Cabrera, així com d'un conjunt de 28 llocs explotats a diferents indrets de les Pitiüses, de Menorca i de Mallorca, l'estat de conservació dels quals ha estat avaluat.

Taula 5.1. Relació d'AMPs vigents a l'Estat Espanyol

AMP	CCAA	AMP	CCAA
1. Cap de Creus	Catalunya	18. Cabo de Palos	Múrcia
2. Illes Medes	Catalunya	19. Cabo Tiñoso	Múrcia
3. Ses Negres	Catalunya	20. Isla de Alborán	Andalusia
4. Masia Blanca	Catalunya	21. Cabo de Gata	Andalusia
5. Nord de Menorca	Illes Balears	22. Levante Almeriense	Andalusia
6. Cala Rajada	Illes Balears	23. Maro-Cerro Gordo	Andalusia
7. Migjorn de Mallorca	Illes Balears	24. Estrecho de Gibraltar	Andalusia
8. Badia de Palma	Illes Balears	25. Desembocadura Rio Guadalquivir	Andalusia
9. Illa del Toro	Illes Balears	26. La Graciosa	Canàries
10. Illes Malgrats	Illes Balears	27. La Restinga	Canàries
11. Arxipèlag de Cabrera	Illes Balears	28. La Palma	Canàries
12. Freus d'Eivissa i Formentera	Illes Balears	29. Islas Atlánticas	Galícia
13. Illes Columbrets	C. Valenciana	30. Os Miñarzos	Galícia
14. Irta	C. Valenciana	31. Cedeira	Galícia
15. C. San Antonio-Montgó	C. Valenciana	32. El Cachucho	Asturies
16. Serra Gelada- I. Benidorm	C. Valenciana	33. Gaztelugatxe	País Basc
17. Tabarca	C. Valenciana		

Taula 5.2. Característiques de les Àrees Marines Protegides amb normativa pesquera a les Illes Balears.

AMP	Acrònim	Any de declaració	Àrea total (ha)	Àrea de la Reserva Integral	Servei propi de vigilància	Seguiment científic
Reserva Marina dels freus d'Eivissa i Formentera	FMR	1999	13.717	403	Des de 2000 en actiu	De 2000 a 2009
Reserva Marina de la badia de Palma	PMR	1999	2.394	282	Des de 2000 en actiu	De 2000 a 2011
Reserva Marina del Nord de Menorca	NMMR	1999	5.119	838	Des de 2000 en actiu	De 2000 a 2011
Reserva Marina del Migjorn de Mallorca	MiMR	2002	22.332	293	Des de 2002 en actiu	Anys 2002 i 2010
Reserva Marina de les Illes Malgrats	MaMR	2004	89	-	De 2008 a 2011	De 2005 a 2011
Reserva Marina de l'Illa del Toro	TMR	2004	136	-	De 2008 a 2011	De 2005 a 2011
Reserva Marina del Llevant de Mallorca	LIMR	2007	11.303	1.900	De 2007 a 2011	Anys 2008, 2009 i 2010

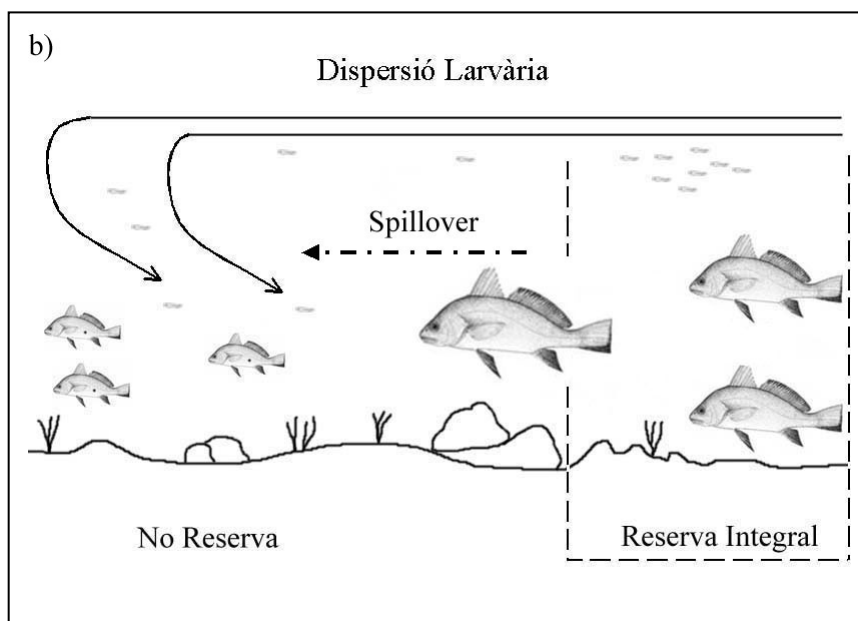
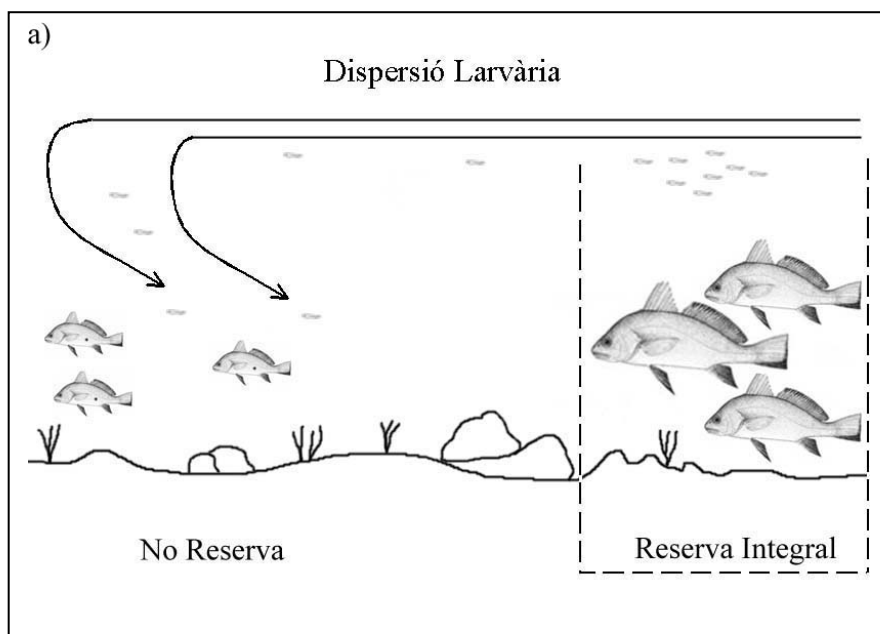


Figura 5.1. a) Principal efecte que s'espera a les àrees de reserva integral: gran proporció d'individus adults amb alta capacitat reproductiva i exportació de larves a àrees obertes a la pesca; b) Efecte d'exportació de peixos adults des de la reserva integral cap a zones pescades o zones amb protecció parcial. Adaptat de Plan Development Team, (1990).

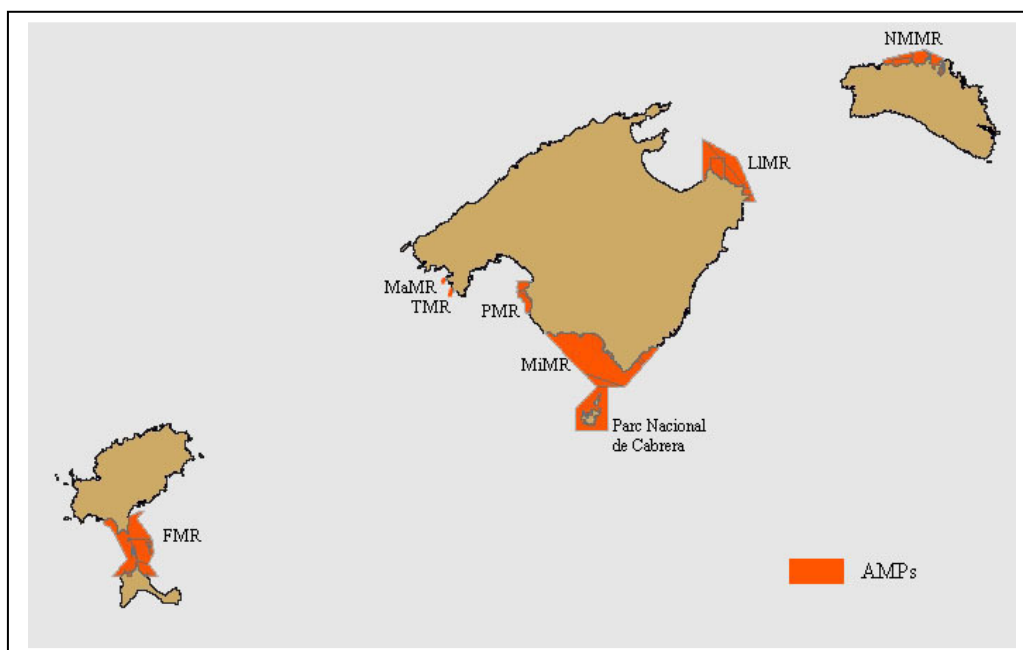


Figura 5.2. Distribució de les AMPs de la Comunitat Autònoma de les Illes Balears on s'emmarquen tant les de legislació pesquera com el Parc Nacional de l'Arxipèlag de Cabrera (veure taula 5. 2 per als acrònims).



Figura 5.3. A les zones parcialment protegides de les AMPs balears s'empren diferents modalitats de pesca. La moruna és un art professional de parada que és especialment freqüent a Mallorca. La captura és diversa i afecta tant a peixos de pas, epipelàgics costaners com *Auxis thazard* (Lacepède, 1800), *Sphyraena viridensis* (Cuvier, 1829), *Lichia amia* (Linnaeus, 1758) i *Seriola dumerili* com a espècies demersals: *Sciaena umbra* i *Sarpa salpa*. Foto: Oliver Navarro. Reserva Marina de l'Illa del Toro, juliol de 2012.

Capítol 6

Coll, J., A. Garcia-Rubies, G. Morey and A. M. Grau. 2012. The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 76(4): 809-826.

Capítol 7

Coll, J., A. Garcia-Rubies, G. Morey, O. Reñones, D. Álvarez-Berastegui, O. Navarro i A. M. Grau. *In press*. Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*.

Capítol 8

Conclusions Generals

CONCLUSIONS

Pel que fa als esculls artificials:

- 1) Els esculls artificials d'agregació i producció a les Illes Balears han generat una comunitat íctica d'una elevada diversitat (46 espècies), del tot comparable a la descrita sobre fons rocosos naturals de l'infralitoral inferior.
- 2) El 74% de les espècies varen colonitzar els esculls artificials en els primers 17 mesos de fondeig.
- 3) A partir dels 17 mesos de fondeig, tant el substrat com l'estacionalitat han produït canvis més importants en la composició qualitativa i quantitativa de la comunitat íctica que el propi procés de successió temporal.
- 4) La colonització dels esculls artificials sobre l'alguer de *Posidonia* és més ràpida i conté un grup d'espècies característiques, amb una dispersió molt limitada degut a l'ecotò entre l'alguer de *Posidonia* y l'arena. Aquest fet produeix la formació de dues associacions de peixos ben diferenciades sobre ambdós substrats.
- 5) L'abundància d'espècies molt lligades al substrat (categoria 6) no havia assolit l'equilibri al cap de 3 anys de fondeig, la qual cosa repercutí en tendències creixents dels índex de diversitat i equabilitat, uns indicadors que probablement es troben molt lligats a la pròpia successió de les comunitats bentòniques que es desenvolupen sobre els esculls artificials.
- 6) La majoria de les espècies censades presentaren distribucions de talles dominades per individus mitjans i grossos.
- 7) L'assentament i el reclutament sobre els esculls artificials van ser mínims, per la qual cosa sembla clar que la funció d'agregació és més important que la funció de producció. Sense rebutjar la importància relativa de la possible producció, la dominància de l'agregació de peixos pot dur a qüestionar-se si aquests esculls artificials poden afavorir més la capturabilitat i, per tant, incrementar el risc de sobrepesca.
- 8) En el context de la pesqueria de tremall, els esculls artificials no han generat una associació d'espècies característica ni una CPUE que es diferenciï de pesqueres sobre els fons naturals d'una complexitat estructural mitjana o alta.
- 9) La major biomassa en els esculls artificials balears es deu a espècies demersals carnívores d'importància comercial: *Scorpaena scrofa*, *Uranoscopus scaber*, *Pagellus erythrinus*, *Epinephelus costae*, *Sciaena umbra*, entre d'altres.
- 10) Malgrat que l'efecte dominant és l'agregació de peixos, els esculls artificials no han incrementat el risc de sobreexplotació degut a que:
 - La capturabilitat del tremall sobre la comunitat íctica dels EAs és en general baixa, tret d'espècies molt concretes.
 - Hi ha elevades taxes d'immigració als esculls.

- Hi ha esculls naturals a les mateixes cotes batimètriques i en el mateix entorn geogràfic, que presenten recursos pesquers superiors als dels EAs.
- L'encerclament, que és la principal modalitat de pesca que podria afectar de forma important les espècies gregàries dels EAs, està prohibida per sobre de 35 m de fondària i, si es practiqués de manera il·legal, es veuria dificultada per la pròpia presència dels esculls.

- 11) Les condicions hidrogràfiques, més eutròfiques, de la badia de Palma no han produït una major biomassa de peixos respecte zones clarament més oligotròfiques com ara el sud de Formentera. El millor estat general de conservació de l'ecosistema i dels recursos a Formentera ha influït molt en la composició, major diversitat i biomassa de les captures.
- 12) El cas de Palma és un exemple de què els esculls artificials no han solucionat el problema de la sobreexplotació i la degradació de l'ecosistema, amb una biomassa de peixos equivalent a 1/3 de la biomassa enregistrada a Formentera.
- 13) Les petites dimensions dels esculls artificials de Balears (< 3 ha i 600 m³) són una de les causes de què el seu paper en les pesqueries d'arts menors sigui poc important. A això s'hi ha d'afegir una minva generalitzada de la flota i de la diversitat d'ormeigs utilitzats; uns fets que són en bona part independents de l'estat dels recursos pesquers.
- 14) S'ha d'evitar confondre el concepte d'escull artificial amb el de les AMPs. Un dels principals efectes de les AMPs, que és el d'incrementar les classes de talla grosses i equilibrar la demografia de les poblacions, no s'ha complert als esculls en el cas de *Scorpaena scrofa* i *Scorpaena porcus*, dues espècies molt vulnerables al tremall.

Pel que fa a les Àrees Marines Protegides:

- 15) Les AMPs de les Illes Balears han permès la recuperació d'espècies d'interès pesquer amb uns factors d'increment de la biomassa de fins a x3.
- 16) La recuperació dins les reserves integrals ha estat ràpida. Durant els primers 5 anys de protecció s'han descrit, per primera vegada a la Mediterrània Occidental, uns valors precisos i estables de biomassa que són equivalents a la capacitat de càrrega del sistema.
- 17) Els efectes positius de la protecció no s'han degut a diferències d'hàbitat entre les AMPs i les zones control sinó a una desigual evolució dels recursos a les zones protegides i a les explotades.
- 18) S'ha detectat una forta variació a nivell de lloc i dins cada nivell de protecció, que sí està relacionada amb les variables ambientals i d'hàbitat
- 19) L'increment de la biomassa total de les espècies vulnerables a la pesca s'ha degut a un increment de la diversitat i de la major freqüència d'exemplars grossos.

- 20) Les zones parcialment protegides només han estat efectives quan les modalitats de pesca prohibides eren les més eficients sobre el tipus d'hàbitat a cada zona. La regulació de l'esforç de pesca per dies hàbils no ha constituït una mesura efectiva per a la recuperació de les poblacions de peixos.
- 21) Tot i els resultats positius generals, dos resultats concrets de l'estudi de les AMPs balears demostren que la ubicació de les reserves integrals no es va fer seguint criteris estrictament ecològics. D'una banda, els valors finals de biomassa a la reserva parcial de Menorca són iguals als de la zona totalment protegida. De l'altra, els valors de saturació de les reserves integrals ($< 28 \text{ t Km}^{-2}$) són molt inferiors als d'altres reserves marines de la Mediterrània Occidental que sí es poden considerar com a veritables *hot spots*.
- 22) La variació de la biomassa en les zones totalment protegides ha respost a factors ecològics ben descrits i que actuen a diferents escales espacials, com ara la fondària, l'exposició, la rugositat i la proximitat d'aigües profundes.
- 23) El model de variació de la biomassa en condicions de màxima protecció i en l'entorn de la capacitat de càrrega ha permès avaluar l'estat d'una bona part del litoral balear. Tan sols el 15% dels llocs estudiats pot considerar-se en bon estat de conservació, mentre que el 46% es troba plenament explotat i el 39% es troba clarament sobreexplotat.
- 24) El seguiment regular dels recursos dins i fora les AMPs, amb dissenys de mostreig adients, resulta bàsic en el nou marc de política comunitaria (EU) respecte la Directiva Marc d'Estratègia Marina i les condicions desitjades GES (*Good Environmental Status*) amb les que estan compromeses els estats membres.

CONCLUSIONES

Por lo que respecta a los arrecifes artificiales:

- 25) Los arrecifes artificiales de agregación/producción de las Islas Baleares han formado una comunidad íctica de elevada diversidad (46 especies), comparable a la descrita sobre los fondos rocosos naturales del infralitoral inferior.
- 26) El 74% de las especies colonizó los ARs durante los primeros 17 meses de fondeo.
- 27) A partir de los 17 meses, el sustrato y la estacionalidad produjeron cambios más importantes en la composición cualitativa y cuantitativa de la comunidad íctica que el proceso de sucesión temporal.
- 28) La colonización de los ARs sobre *Posidonia* fue más rápida y dio lugar a un grupo de especies características con una dispersión muy limitada a causa del propio ecotono entre la pradera de *Posidonia* y la arena. Este hecho produjo la formación de dos asociaciones de peces bien diferenciadas en ambos sustratos.
- 29) La abundancia de especies muy ligadas al sustrato (categoría 6) no había alcanzado el equilibrio al cabo de 3 años de fondeo, lo que repercutió en tendencias crecientes de los índices de diversidad y equitabilidad, unos indicadores que muy probablemente se encuentran relacionados con la propia sucesión de las comunidades bentónicas del arrecife.
- 30) La mayoría de especies censadas presentaron distribuciones de tallas dominadas por los individuos medianos y grandes.
- 31) El asentamiento y el reclutamiento de juveniles sobre los ARs fueron mínimos, razón por la cual la función de agregación fue más importante que la función de producción. Sin descartar la importancia relativa de una posible producción, la agregación de peces condujo a cuestionarse si estos ARs podían favorecer la capturabilidad y aumentar así el riesgo de sobrepesca.
- 32) En el contexto de la pesquería de trasmallo, los ARs no han generado una asociación de especies característica ni una CPUE que se diferencie de las pesquerías efectuadas sobre fondos naturales con una complejidad estructural media o alta.
- 33) La mayor biomasa en los ARs de las Islas Baleares fue debida a las especies demersales carnívoras con importancia comercial: *Scorpaena scrofa*, *Uranoscopus scaber*, *Pagellus erythrinus*, *Epinephelus costae*, *Sciaena umbra*, entre otras.
- 34) A pesar de que el efecto dominante de los ARs es la agregación de peces, estos no han aumentado el riesgo de sobreexplotación debido a que:

- La capturabilidad del trasmallo sobre la comunidad íctica de los ARs es baja, en general, exceptuando algunas especies muy concretas.
- En los ARs se producen unas elevadas tasas de inmigración
- Existen arrecifes naturales en las mismas cotas batimétricas y en el mismo entorno geográfico que presentan recursos pesqueros superiores a los de los ARs.
- La pesca de cerco, principal modalidad que podría afectar de forma importante a las especies gregarias de los ARs, está prohibida por encima de los 35 m de profundidad y, aunque se practicara de forma ilegal, presentaría dificultades debidas a la propia presencia de los arrecifes.

- 35) Las condiciones hidrográficas más eutróficas de la Bahía de Palma no se han traducido en una mayor biomasa de peces respecto a zonas claramente oligotróficas como el Sur de Formentera. El mejor estado general de conservación del ecosistema y de los recursos en Formentera ha influido mucho en la composición y en la mayor diversidad y biomasa de las capturas.
- 36) El caso de Palma constituye un ejemplo de que los ARs no han solucionado el problema de la sobrepesca, al presentar una biomasa de peces equivalente a 1/3 de la biomasa registrada en Formentera.
- 37) Las pequeñas dimensiones de los ARs de las Islas Baleares (< 3 ha i 600 m³) son una de las causas de que su papel en las pesquerías de artes menores sea poco destacable. A ello debe añadirse un descenso generalizado de la flota y de la diversidad de aparejos utilizados, unos hechos que son en buena parte independientes del estado de los recursos pesqueros.
- 38) Debería evitarse la confusión entre el concepto de ARs y el de AMPs. Uno de los principales efectos de las AMPs, es el incremento las clases de talla grandes, equilibrando la demografía de las poblaciones; este efecto no se ha cumplido en los ARs en el caso de *Scorpaena scrofa* y *Scorpaena porcus*, dos especies muy vulnerables al trasmallo.

Por lo que respecta a las Áreas Marinas Protegidas:

- 39) Las AMPs de las Islas Baleares han permitido la recuperación de especies de interés pesquero con unos factores de incremento de la biomasa de hasta x3.
- 40) La recuperación en las reservas integrales ha sido rápida. En los primeros 5 años de protección se han podido describir, por primera vez en el Mediterráneo Occidental, unos valores precisos y estables de biomasa equivalentes a la capacidad de carga del sistema.
- 41) Los efectos positivos de la protección no se han debido a diferencias de hábitat entre las AMPs y las zonas control sino a una desigual evolución de los recursos en las zonas protegidas y las explotadas.

- 42) Se ha detectado una fuerte variación de la recuperación a nivel de sitio y en cada nivel de protección que se relaciona con variables ambientales/hábitat
- 43) El incremento de la biomasa total de especies vulnerables a la pesca se ha debido a un incremento de la diversidad y de la mayor frecuencia de ejemplares grandes en las zonas protegidas.
- 44) Las zonas parcialmente protegidas han sido efectivas cuando las modalidades de pesca prohibidas eran las más efectivas sobre el tipo de hábitat de cada zona. La regulación del esfuerzo de pesca por días hábiles no ha constituido una medida efectiva para la recuperación de las poblaciones de peces.
- 45) A pesar de los resultados positivos generales, dos resultados concretos del estudio de las AMPs baleares demuestran que la ubicación de las reservas integrales no respondió a criterios estrictamente ecológicos. Por una parte, los valores finales de biomasa en la reserva parcial de Menorca son iguales a los de la zona totalmente protegida. Por otro lado, los valores de saturación de las reservas integrales ($< 28 \text{ t Km}^{-2}$) son muy inferiores a los observados en otras reservas marinas del Mediterráneo Occidental que se pueden considerar como verdaderos *hot spots*.
- 46) La variación de la biomasa en las zonas totalmente protegidas ha respondido a factores ecológicos bien descritos que actúan a diferentes escalas espaciales, como son la profundidad, la exposición, la rugosidad y la proximidad de aguas profundas.
- 47) El modelo de variación de la biomasa en el entorno de la capacidad de carga y en condiciones de máxima protección, ha permitido evaluar el estado de buena parte del litoral balear. Tan solo el 15% de los sitios estudiados se encuentra en un buen estado de conservación, mientras que el 39% se encuentra totalmente sobreexplotado y el 46% plenamente explotado.
- 48) El seguimiento regular de los recursos dentro y fuera de las AMPs, con diseños de muestreo idóneos, resulta básico en el nuevo marco de política comunitaria (EU) respecto a la Directiva Marco de Estrategia Marina y las condiciones deseadas GES (*Good Environmental Status*) con las que están comprometidas los estados miembro.

CONCLUSIONS

Regarding the artificial reefs:

- 1) Aggregation/production artificial reefs (ARs) in the Balearic Islands have generated a fish community of high diversity (46 species) that is comparable to that described for natural rocky sea beds from the lower infralittoral.
- 2) 74% of the species colonized the ARs within the first 17 months of the reef's construction.
- 3) After 17 months of deployment, the substrata and seasonality produced more important shifts in the qualitative and quantitative composition of the fish community than the process of temporal succession itself.
- 4) The blocs set on *Posidonia* were colonized quickly and a well-defined species assemblage with fairly limited movement was produced. The presence of the border *Posidonia*/sand was the main constraint to dispersion, which led to the formation of two well-differentiated fish assemblages on the two substrata-bases.
- 5) As the duration of the study was limited to three years it was not possible to determine when equilibrium of the diversity index and the category 6 abundance would be achieved, which are indicators that are probably strongly related to the succession of the benthic communities on the reef.
- 6) Most of the species censused on the AR showed size class distributions with a greater proportion of medium and large fish.
- 7) There was only minimal fish settlement and recruitment on the ARs, which is why the aggregation performance was more important than production. Without negating the relative importance of possible production, the fish aggregation brings up the question of whether these ARs could favour catchability and therefore increase the risk of overfishing.
- 8) The ARs have not generated a particular fish assemblage for the trammel net fishery or a CPUE that is different from those of fisheries carried out over natural seabeds with a medium/high structural complexity.
- 9) The higher biomass on the Balearic ARs was accounted for by commercially important carnivorous demersal species: *Scorpaena scrofa*, *Uranoscopus scaber*, *Pagellus erythrinus*, *Epinephelus costae*, *Sciaena umbra*, among others.
- 10) Despite the the large aggregation effect on the ARs, they have not increased the risk of overfishing because:
 - Trammel net catchability was low with respect to the entire fish community on the ARs, with the exception of a few species.

- There are high stock immigration rates on the ARs. There is a large reservoir stock relative to catch on natural rocky reefs in the same depth range and within the same geographical area
- The purse-seine fishery, which is the gear that if it was permitted would have the biggest impact on the fish aggregating on the ARs because it targets schooling species, is prohibited at depths <35 m, and furthermore the actual presence of the reef structure would make it difficult to practice the fishery in this area.

- 11) The water quality of Palma Bay, which is more eutrophic with respect to the water mass found to the south of Formentera, has not produced a more diverse or abundant fishery. The better general state of the marine ecosystems in Formentera has greatly influenced the composition and greater diversity and biomass of the catches.
- 12) The Palma case-study serves as an example of how ARs have not solved the overfishing and ecosystem degradation problem, as they have a fish biomass equal to 1/3 of the biomass recorded at Formentera.
- 13) The small dimensions of the Balearic ARs (< 3 ha and 600 m³) are probably one of the causes for the limited role they play in artisanal fisheries, as well as the general drop in the fishing fleet and the diversity of the fishing gears used, which are greatly independent of the conservation state of marine resources.
- 14) Confusion between ARs and MPAs should be avoided. Two of the main effects of MPAs, that of increasing large size classes and balancing population demography, have not been achieved on the ARs for two highly sought-after species: *Scorpaena scrofa* and *Scorpaena porcus*.

Regarding Marine Protected Areas:

- 15) MPAs in the Balearic Islands have favoured the recovery of fishery target species up to a three fold biomass increase.
- 16) Fish recovery within no-take areas has been rapid. Biomass saturation in terms of the system's carrying capacity has been described here for the first time in the western Mediterranean.
- 17) The positive effects of protection were not due to habitat differences between the MPAs and the exploited areas but to the different evolution processes of the resources within protected and exploited areas.
- 18) High variability at the site level was detected for several indicators within each protection level, which is related to environmental/habitat variables.

- 19) The increase in the biomass of the target fish species was the result of an increase in fish diversity and the greater frequency of bigger fish.
- 20) Partially protected areas were also fairly effective if their habitats were suitable for target species and the fishing modalities were appropriately regulated or prohibited. Regulating fishing effort through allowed fishing days is not an effective measure for recovering fish populations.
- 21) Despite the general positive results, two specific results from the study of the Balearic MPAs show that the location of no-take zones does not strictly follow ecological criteria: the final biomass values in the partially protected area in Menorca are equal to those for the no-take fully protected reserve and the biomass values for the Palma no-take area did not differ from those of the fished areas. Likewise, the saturation biomass values for the no-take areas ($< 28 \text{ t Km}^{-2}$) were quite a bit lower than the current values from other MPAs in the western Mediterranean that are considered to be hot spots.
- 22) Biomass variation within the no-take areas corresponded to well-described ecological factors such as depth, exposure, rugosity and offshore slope, acting at different spatial scales.
- 23) The biomass variation model under full protection conditions in relation to carrying capacity allowed us to evaluate the conservation state of a large part of the Balearic littoral. Only 15% of the studied sites were found to be in a good conservation state. Thirty-nine per cent were heavily overexploited and 46% were fully exploited.
- 24) In the context of the current common policies (EU) regarding the Marine Strategy Framework Directive and the desired GES (Good Environmental Status) conditions that need to be met by member countries, we recommend continuing with littoral marine resource monitoring programs within and outside the MPAs using sampling designs that have been tested and proven by scientific institutions.

REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- Abdul Malak D., S. R. Livingstone, D. Pollard, B. A. Polidoro, A. Cuttelod, M. Bariche, M. Bilecenoglu, K. E. Carpenter, B. B. Collette, P. Francour, M. Goren, M. Hichem Kara, E. Massutí, C. Papaconstantinou, L. Tunesi. 2011. *Overview of the conservation status of the marine fishes of the Mediterranean sea*. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. vii + 61 pp.
- Abdulla, A. 2004. Status and conservation of sharks in the Mediterranean Sea. IUCN Technical Paper. 7 pp.
- Abdulla A., M. Gomei, E. Maison, C. Piante. 2008. *Status of Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea*. IUCN, Málaga and WWF, France. 152 pp.
- Abesamis, R. A i G. R. Russ. 2005. Density-dependent spillover from a marine reserve: Long-term evidence. *Ecol. Appl.* 15: 1798-1812.
- Agardi T. 2005. Global marine conservation policy versus site-level implementation: the mismatch of scale and its implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 300: 242-248.
- Alarcón-Urbistondo, J. A. 2001. Inventario de la pesca artesanal en España mediterránea (2000-2001). Informe Técnico-Copemed-FAO, 66 pp.
- Alcover, J. A., D. Ramis, J. Coll i M. Trias. 2001. Bases per al coneixement del contacte entre els primers colonitzadors humans i la naturalesa de les Balears. *Endins*, 24: 5-57.
- Alevizon, W. S i J. C. Gorham. 1989. Effects of artificial reef deployment on nearby resident fishes. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 646-661.
- Alós, J., M. Palmer, A. M. Grau i S. Deudero. 2008a. Effects of hook size and barbless hooks on hooking injury, catch per unit effort, and fish size in a mixed-species recreational fishery in the western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 65: 1620-1625.
- Alós, J., M. Cerdà, S. Deudero i A. M. Grau. 2008b. Influence of hook size and type on shortterm mortality, hooking location and size selectivity in a Spanish recreational fishery. *Journal of Applied Ichthyology*, 24: 658-663.
- Allison, G. W., Lubchenco, J., i M. H. Carr. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications*, 8: 79-92.
- Angulo-Valdes J. A., Hatcher B. C. 2010. A new typology of benefit derived from marine protected areas. *Mar. Policy*. 34: 635-644.
- Attwood, C. G i B. C. Bennett. 1994. Variation in dispersal of Galjoen (*Coracinus capensis*) (Teleostei: coracinidae) from a marine reserve. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1247-1257.
- Babcock R. C., Shears N. T., Alcalá A., Barret N.S., Edgar G. J., Lafferty K. D., McClanahan T. R., Russ G. R. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *PNAS*. 107: 18256-18261.
- Ballesteros, E. 1984. Els vegetals i la zona litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen en la seva distribució. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Ballesteros, E. 1989. Production of seaweeds in Northwestern Mediterranean marine communities: its relation with environmental factors. *Scientia Marina*, 53: 357-364.
- Ballesteros, E. 1991. Structure and dynamics of north-western Mediterranean phyto-benthic communities: a conceptual model. In *Homage to Ramón Margalef; or why there is such pleasure in studying nature* (J.D. Ros & N. Prat, eds). *Oecologia aquatica*, 10: 223-242.
- Ballesteros, E i M. Zabala. 1993. El bentos: el marc físic. En: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Alcover, J.A; Ballesteros, E; Fornós, J. (Eds). CSIC-Edit.Moll, 663-685.

- Ballesteros, E., M. Zabala, M. Uriz, A. Garcia-Rubies i X. Turon. 1993. El bentos: les comunitats. En: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Alcover, J. A; Ballesteros, E; Fornós, J. (Eds). CSIC-Edit.Moll, 687-730.
- Ballesteros, E., A. M. Grau i F. Riera. 1999. *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) in Mallorca (Western Mediterranean). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*. 42: 63-69.
- Ballesteros, E i E. Cebrian. 2004. Estudi sobre la bionomia bentònica, biodiversitat i cartografia de les reserves marines dels Freus entre Eivissa i Formentera, de la badia de Palma i del Nord de Menorca. Informe tècnic del Centre d'estudis Avançats de Blanes-CSIC. 3 volums: 330 pp.
- Ballesteros, E., E. Cebrián, F. Tomas, S. Pinedo i P. López. 2008. Invasión del Parque Nacional de Cabrera por algas introducidas: dinámica de la invasión y efectos sobre las comunidades. Informe del CSIC/CEAB, 94 pp.
- Barnabé, G., E. Charbonnel, J-Y Marinaro, D. Ody i P. Francour. 2000. Artificial reefs in France: Analysis, Assesments and Prospects. Pages 167-184 in A.C. Jensen, K.J. Collins and A.P.M. Lockwood, ed. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Barret N. S., Edgar G. J., Buxton C. D., Haddon M. 2007. Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected area. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 345: 141-157.
- Bas, C., E. Macpherson i F. Sardà. 1989. *Peces y pescadores. Los niveles tróficos explotables*; pàgs: 298-319. En: *El Mediterráneo Occidental*. R. Margalef, Director. Ed. Omega. Barcelona.
- Bayle-Sempere, J.T., A.A. Ramos-Esplà i J.A. García-Charton. 1994. Intra-annual variability of an artificial reef fish assemblage in the marine reserve of Tabarca. *Bull. Mar. Sci.* 55: 824-835.
- Belcari, P., P. Sartor, P. Sanchez, M. Demestre, A. Tsangridis, P. Leondarakis, E. Lefkaditou I C. Papaconstantinou. 2002. Exploitation patterns of the cuttlefish, *Sepia officinalis* (Cephalopoda, Sepiidae) in the Mediterranean. *Bull. Mar. Sci.* 7: 187-196.
- Bell, J. D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357-369.
- Bell, J. D i M. L. Harmelin-Vivien. 1982. Fish fauna of french Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadow, 1. Assemblage structure. *Tethys*, 10: 337-347.
- Bell, J.D i M.L. Harmelin-Vivien. 1983. Fish fauna of french Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 2. Feeding habitats. *Tethys*, 11: 1-14.
- Bell, J. D i M. Westoby. 1986. Importance of local changes in leaf heigh and density to fish and decapods associated with seagrasses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 104: 249-274.
- Bell, J. D., G. J. S. Craik, D. A. Pollard i B. C. Russell. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, 4: 41-44.
- Berkeley S. A., Hixon M. A., Larson R. J., Love M. S. 2004. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries*. 29: 23-32.
- Berthouex, J. P., B. Gentili, J. Raunet i D. Tailliez. 1990. Warming trend in the Western Mediterranean deep water. *Nature*, 347: 660-662.
- Biblioteca del Diario Mercantil. 1866. Observaciones sobre la pesca llamada de parejas de bou; utilidad y necesidad de su uso en el Golfo de Valencia. Imprenta de José Rius, Valencia.
- Bochereau, J. L., J. A. Tomasini, C. Russ i J. Y. Jouvenel. 1992. Inventaire des poissons peuplant la Réserve Naturelle des Îles Lavezzi. *Trav. Sci. Parc reg. Res. Nat. de corse*, 39: 13-28.
- Bohnsack, J. A. 1993. Marine Reserves. They enhance fisheries, reduce conflicts and protect resources. *Oceanus*. Fall 1993. pag: 63-71.

- Bohnsack, J. A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bull. Mar. Sci.* 44: 631-645.
- Bombace, G. 1989. Artificial reefs in the Mediterranean Sea. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 631-645.
- Bombace, G., G. Fabi, L. Fiorentini i S. Speranza. 1994. Analysis of the efficacy of artificials reefs located in five different areas of the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci.* 55: 559-580.
- Bombace, G., G. Fabi i L. Fiorentini. 2000. Artificial reefs in the Adriatic Sea. Pages 31-64 in A.C. Jensen, K.J. Collins and A.P.M. Lockwood, ed. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Bortone, S. A. 2011a. *Introduction to the role artificial reefs play in fisheries management*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 1-6. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.
- Bortone, S. A. 2011b. *A pathway to resolving an old dilemma: lack of artificial reefs in fisheries management*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 311-322. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.
- Bortone, S. A., F. P. Brandini, G. Fabi i S. Otake. 2011. Artificial reefs in fisheries management. CRC Press. Boca Ratón. Florida. 350 pàg.
- Box, A. 2008. Ecología de caulerpales: fauna y biomarcadores, Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados. Tesis Doctoral. Universidad de las Islas Baleares, Palma.
- Box, A. 2010. Informe any 2010: pesques de jigging, calamars, raors i roquer a Eivissa i Formentera. Informe Tècnic per a la Direcció General de Pesca del Govern de les Illes Balears, 189 pp.
- Box, A., A. Sureda i S. Deudero. 2008. Espècies invasores a les Illes Balears: aplicacions de biomarcadors d'estrès oxidatiu en organismes marins en situacions d'invasió. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*. 51: 177-186.
- Branch, T. A. 2008. Not all fisheries will be collapsed in 2048. *Marine Policy*, 32: 38-39.
- Bregliano, P i D. Ody. 1985. Structure de peuplement ichtyologique de substrat dur a travers le suivi des récifs artificiels et d'une zone naturelle témoin. *Coll.fr-japon*, Marseille 16-21 Sept. 85: 101-112.
- Briones-Fourzán, P i E. Lozano-Álvarez. 2001. Effects of artificial shelters (casitas) on the abundance and biomass of juvenile spiny lobsters *Panulirus argus* in a habitat limited tropical reef lagoon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 221: 221-232.
- Buechner, M. 1987. Conservation in insular parks: simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries. *Biol. Conserv.* 41: 57-76.
- Burnham, K. P., i Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Ed. Springer Science, New York, NY 496 pp.
- CBD (2004). Convenio sobre la diversidad biológica. Informe de la séptima reunión de la conferencia de la parte en el convenio sobre la diversidad biológica. UNEP/CBD/COP/7/21, 101 pp.
- Caddy, J. F. 2000. A fisheries management perspective on marine protected areas in the Mediterranean. *Environ. Conserv.* 27: 98-103.
- Caddy, J. F. 2008. The importance of "cover" in the life histories of demersal and benthic marine resources: a neglected issue in fisheries assessment and management. *Bull. Mar. Sci.*, 83: 7-52.
- Caddy, J. F. 2011. *How artificial reefs could reduce the impacts of bottlenecks in reef fish productivity in natural fractal habitats*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 45-64. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.

- Caddy J. F i R. Mahon. 1995. *Reference points for fisheries management*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 347. Rome, FAO, 83 pp.
- Caddy, J. F i J. C. Seijo. 2005. This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 360: 59-75.
- Carbonell, A., P. Martin, De Ranieri, S i T. Wedis. 1998. Discards of the western Mediterranean trawl fleets. *Rapport de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 35: 392-393.
- Cardona, L i M. Elices 2002. *Capítol sisè. Biogeografia*. In Enciclopèdia de Menorca, Tom Cinquè. Vertebrats. Volum 2: peixos, amfibis i rèptils. Ed. Obra Cultural de Menorca, Maó, Spain.
- Cardona, Ll., D. López, M. Sales, S. de Caralt i I. Díez. 2002. Avaluació de l'impacte de la pesca recreativa sobre les comunitats de peixos litorals de Menorca. Informe tècnic, 98 pàg. Institut Menorquí d'Estudis. Secció de Ciències Naturals.
- Cardona L., Sales M., López D. 2007. Changes in fish abundance do not cascade to sea urchins and erect algae in one of the most oligotrophic parts of the Mediterranean. *Est. Coast. Shelf Sci.* 72: 273-282.
- Cardona-Pons, F. 2011. El qué y el cuánto de la pesca recreativa en Mallorca. Tesis doctoral. Universitat de les Illes Balears. 266 pp.
- Carr, M. H i D. C. Reed. 1993. Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: examples from temperate reef fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 50: 2019-2028.
- Carreras-Carbonell, J., M. Pascual i E. Macpherson. 2007. A review of the *Tripterygion tripteronotus* (Risso, 1810) complex, with a description of a new species for the Mediterranean Sea (Teleostei Tripterygiidae). *Sci. Mar* (71): 75-86.
- Cebrian, E., M. J. Uriz, J. Garrabou i E. Ballesteros. 2011. Sponge mass mortalities in a warming Mediterranean Sea: are cyanobacteria-harboring species worse off?. *PlosOne*, 6 (6) : e20211.
- Cerdà, M., A. Frau i A. M. Grau. 2011. Seguiment de la reserva marina de les illes Malgrats. Pesques experimentals 2006-2010. Informe IFOP311RBAL0008, 43 pàg. Direcció General de Pesca. Govern de les Illes Balears.
- Chacartegui, G. 1980. Niveaux de pollution dans les aux littorales des îles Baléares. Pages 521-528 in C.I.E.S.M, ed. V^{es} Journées Étud. Pollutions. Cagliari.
- Chakroun-Marzouk, N i M. H. Ktari. 2003. Le corb des côtes tunisiennes, *Sciaena umbra* (Sciaenidae): cycle sexuel, âge et croissance. *Cybium*, 27: 211-225.
- Chapman M. R., Kramer D. L. 1999. Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: effects of reserve protection and habitat characteristics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181: 81-96.
- Charbonnel, E. 1990. Les peuplements ichtyologiques des récifs artificiels dans le département des Alpes-Maritimes (France). *Bull. Soc. zool. Fr.* 115: 123-136.
- Charbonnel, E. i P. Francour. 1994. Etude de l'ichtyofaune des récifs artificiels du Parc Régional marin de la Côte Bleue en 1993. *GIS Posidonie publ. Marseille*, Fr: 1-66.
- Charbonnel, E., P. Francour, J-G. Harmelin i D. Ody. 1995. Les problèmes d'échantillonnage et de recensement du peuplement ichtyologique dans les récifs artificiels. *Biol. Mar. Medit*, 2: 85-90.
- Charbonnel, E., P. Francour, J-G. Harmelin, D. Ody i F. Bachet. 2000. *Effects of artificial reef design on associated fish assemblages in the Côte Bleue Marine Park*. In: Artificial Reefs in European Seas. Pàgs: 364-378. A. C. Jensen, K. J. Collins and A. P. M. Lockwood (eds). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Charbonnel, E., C. Serre, S. Ruitton, J-G Harmelin i A. Jensen. 2002. Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES J. Mar. Sci.* 59: S208-S213.

Chauvet, C i P. Francour 1990. Les merous *Epinephelus guaza* du Parc National de Port-Cros (France): aspects socio-demographiques. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 114: 5-13.

Cinner, J.E i T.R. McClanahan. 2006. Socioeconomic factors that lead to overfishing in small-scale coral reef fisheries of Papua New Guinea. *Environ. Conserv.* 33: 73-80.

Clark C. W. 1990. *Mathematical bioeconomics. The optimal management of renewable resources*. 2nd ed. A wiley-Interscience publication. Bers L., Hilton P., Hochstadt H., Lax P., Toland J. (eds).

Clarke, K.R i R.M. Warwick, 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory Publishing. Plymouth 144 pp.

Claudet, J i D. Pelletier. 2004. Marine protected areas and artificial reefs: A review of the interactions between management and scientific studies. *Aquat. Living Resour.* 17: 129-138.

Claudet J., Osemberg C.W., Benedetti-Cecchi L., Domenici P., García-Charton J. A., Pérez-Ruzafa A., Badalamenti, F *et al.* 2008. Marine reserves: size and age do matter. *Ecol. Lett.* 11: 481-489.

Claudet, J., J. A. García-Charton i P. Lenfant. 2010. Combined effects of levels of protection and environmental variables at different spatial resolutions on fish assemblages in a marine protected area. *Conservation Biology*, 5: 105-114.

Coll, J. 1999. Estudio del efecto reserva sobre especies vulnerables a la pesca submarina en el Parque Nacional de Cabrera. Memoria de Investigación de la tesis doctoral, dirigida por el Dr. A. Garcia-Rubies. Universitat de les Illes Balears.

Coll, J i I. Moreno. 1993. Contribución al conocimiento de la bionomía bentónica de la isla Dragonera (Mallorca, Mediterráneo Occidental). *Publ. Espec. Inst. esp. Oceanogr*, 11: 313-324.

Coll, J., J. Moranta, O. Reñones i I. Moreno. 1995. Fish assemblage associated with an artificial reef north of Formentera Island (Western mediterranean). *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 34: 26.

Coll, J., J. Moranta, O. Reñones, A. Garcia-Rubies i I. Moreno. 1998. Influence of substrate and deployment time on fish assemblages on an artificial reef at Formentera Island (Balearic Islands, western Mediterranean). *Hydrobiologia*, 385: 139-152.

Coll, J., A. García-Rubies, J. Moranta, S. Stefanni i B. Morales-Nin. 1999. Efectes de la prohibició de la pesca esportiva sobre l'estructura poblacional de l'anfós (*Epinephelus marginatus* Lowe, 1834. Pisces, Serranidae) en el Parc Nacional de Cabrera. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 42: 125-138.

Coll, J., M. Linde, A. García-Rubies, F. Riera i A. M. Grau. 2004. Spear fishing in the Balearic Islands: species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research*, 70: 97-111.

Coll, J., G. Morey, O. Navarro, S. Martino i F. Riera. 2007a. La Reserva Marina del Nord de Menorca (RMNM). Seguiment de les poblacions de peixos de substrat rocós i anàlisi dels usos desenvolupats a la reserva. Període 2000-2006. Informe tècnic del Servei de Recursos Marins. Direcció General de Pesca. Govern de les Illes Balears; 40 pàg.

Coll, J., Garcia-Rubies, A., Morey, G., Navarro, O., Martino, S., Riera, F i A. M. Grau. 2007b. The North of Minorca Marine Reserve (W Mediterranean) as a tool for a sustainable management of natural resources. The case of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). In 2nd Symposium on Mediterranean Groupers. Ed. Francour, P., Gratiot, J. Nice, May 10th-13th 2007, pp. 55-57.

Coll, J., R. Abad, E. Álvarez, S. Deudero, R. Mas, F. Riera i I. Moreno. 2009. State of fish populations and influence on the trammel net fishery at three Balearic Island (W Mediterranean) artificial reefs a decade after their deployment. *Bull. Mar. Sci.*, 85: 77-100.

Coll, J., A. Garcia-Rubies, G. Morey i A. M. Grau. 2012. The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 76: 809-826.

Coll, J., A. Garcia-Rubies, G. Morey, O. reñones, D. Álvarez-Berastegui, O. Navarro i A. M. Grau. *In press*. Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*.

Coll, M., C. Piroddi, J. Steenbeek, K. Kaschner, F. B. Rans Lasram, J. Aguzzi, E. Ballesteros *et al.* 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns and threats. *PLOS ONE*. 02 Aug 2010/info:doi/10.1371/journal.pone.0011842.

Colloca, F., V. Crespi, S. Cesari i S. R. Coppola. 2004. Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research*, 69: 359-369.

Coma, R., C. Linares, M. Ribes, D. Díaz, J. Garrabou i E. Ballesteros. 2006. Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 327: 51-60.

Conover, D. O., Travis, J i F. Coleman, F. 2000. Essential fish habitat and marine reserves: an introduction to the second mote symposium in fisheries ecology. *Bull. Mar. Sci.*, 66: 527-534.

Côté I. M., Mosqueira I., Reynolds J. D. 2001. Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *J. Fish Biol.* 59: 178-189.

Cruzado, A. 1989. *Química de las aguas mediterráneas*. En: El Mediterráneo Occidental. Pàg, 128-149. Ed. Omega. Barcelona.

D'Anna, G., F. Badalamenti, M. Gristina i C. Pipitone. 1994. Influence of artificial reefs on coastal nekton assemblages of the Gulf of Castellammare (Northwest Sicily). *Bull. Mar. Sci.* 55: 418-433.

D'Anna, G., F. Badalamenti i S. Riggio. 2000. Artificial reefs in North-West Sicily: Comparisons and conclusions. Pages 97-112 in A.C. Jensen, K.J. Collins and A.P.M. Lockwood, ed. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

De Buen, F. 1934. Primera campaña biológica a bordo del "Xauen" en aguas de Palma de Mallorca (Abril 1933). *Trab. Inst. Esp. Oceanogr.*, 6, 7, 8, 9, 10 i 11: 89 pàgs.

De Juan, S., M. Demestre i P. Sánchez. 2011. Exploring the degree of trawling disturbance by the analysis of benthic communities ranging from a heavily exploited fishing ground to an undisturbed area in the NW Mediterranean. *Sci. Mar.* 75 (3): 507-516.

Denny C. M., Babcock R. C. 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages? *Biol. Conserv.* 116: 119-129.

Desse, I i N. Desse-Berset. 1998. Préhistoire du mérout. Mémoires de l'Institut Océanographique Paul Ricard. Symposium International sur les Mérou de Méditerranée, Novembre 1998, Embiez, France. Pages 45-57.

Di Franco A., Bussotti S., Navone A., Panzalis P., Guidetti P. 2009. Evaluating effects of total and partial restrictions to fishing on Mediterranean rocky-reef assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 387: 275-285.

Diamant, A., A. Ben Tuvia, A. Baranes i D. Golani. 1986. An analysis of rocky coastal eastern Mediterranean fish assemblages and a comparison with an small artificial reef. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.* 97: 269-285.

Díaz, E i N. Marbà. 2009. 1120 *Posidonia oceanica*. Praderas de *Posidonia oceanica* (*). En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 129 p.

Doherty, P. J. 1987. The replenishment of populations of coral reef fishes, recruitment surveys, and the problems of variability manifest on multiple scales. *Bull. Mar. Sci.*, 41: 411-422.

Doherty, P. J. 1991. Spatial and temporal patterns in recruitment. In: The ecology of fishes on coral reefs. Ed. Sale, P. F., pp. 261-292. Academic Press Inc, 754 pp.

Dufour, V., Jouvenel, J-Y i R. Galzin. 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquat. Living Resour.* 8: 17-25.

Duran, D. 1978. Aspectes materials i lingüístics de la cultura dels pescadors d'Artà. 2^a Ed. Ajuntament d'Artà.

Duval, C i J. Duclerc. 1986. Evaluation des impacts des aménagements récifaux sur la faune halieutique et son exploitation. *FAO Fish. Rep.* 357: 167-175.

Ebeling, A. W i M. A. Hixon. 1991. *Tropical and temperate reef fishes: comparison of community structures*. In: The ecology of fishes on coral reefs., pp: 356-370. P.F. Sale eds. Academic Press, INC. New York.

Erzini, K., J.M.S. Gonçalves, L. Bentes, D.K. Moutoupoulus, J.A. Hernando Casal, M. C. Soriguer, E. Puente, L. A. Errazkin i K. I. Stergiou. 2006. Size selectivity of trammel nets in southern European small-scale fisheries. *Fish. Res.* 79: 183-201.

Estrada, M. 1996. Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60 (Supl. 2): 55-64.

EU (2004). Mediterranean: Guaranteeing sustainable fisheries. Fishing in Europe, 21: 12p.

Fabi, G i L. Fiorentini. 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. *Bull. Mar. Sci.* 55: 538-558.

Fabi, G i A. Spagnolo. 2011. *Artificial reefs in the management of Mediterranean sea fisheries. 2011*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 167-186. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.

FAO, 1995. *The state of world fisheries and aquaculture*. Special publication for the 21st session of the committee of fisheries, FAO (eds.) March 1995, Rome, Italy, 68 pp.

FAO, 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations and outlook. FAO Fisheries Technical Paper, n° 443. Rome, FAO. 71 pp.

FAO, 2010. The state of the world fisheries and aquaculture. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 197 pp.

FAO, 2011. Fisheries management. 4. Marine protected areas and fisheries. FAO Technical Guidelines For Responsible Fisheries. N° 4, Supl. 4. Rome, FAO. 198 p.

Fasola, M., Canova, L., Foschi, F., Novelli, O i M. Bressan. 1997. Resource use by a Mediterranean rocky slope fish assemblage. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 18: 51-66.

Femberg, P. B., Caselle, J., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S., García-Charton, J. A., Gonçalves, E *et al.* 2012. The science of European marine reserves: status, efficacy and needs. *Marine Policy*, 36: 1012-1021.

Fernández de Puellas, M. L., J. Jansà, C. Gomis, D. Gras i B. Amengual. 1997. Variación anual de las principales variables oceanográficas y planctónicas en una estación nerítica del mar Balear. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 13: 13-33.

Fernández de Puellas, M. L., J. M. Pinot i J. Valencia. 2003. Seasonal and interannual variability of zooplankton community in waters off Mallorca Islands (Balearic Sea, Western Mediterranean): 1994-1999. *Oceanologica Acta*, 26: 673-686.

Fisher, W., M. L. Bauchot i M. Schneider. 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Revision 1); Méditerranée et Mer Noire. Zone de pêche 37. FAO, Rome, 2: 761-1530.

Flos, J. 1989. *El principio motor*. En: El Mediterráneo occidental. Omega (Ed) Barcelona. Pàg: 62-101.

Forcada A., Valle C., Bonhomme P., Criquet G., Cadiou G., Lenfant P., Sánchez-Lizaso J. L. 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 379: 197-211.

Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S.V. Fordham, C.A. Simpfendorfer and J.A. Musick, ed. Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Francini-Filho R. B., Moura R. L. 2008. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Aquat Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 1166-1179.

Francour, P. 1989. Les peuplements ichtyologiques de la reserve de Scandola: Influence de la Reserve Integrale. *Trav. sci. parc nat. reg. Res. nat. Corse Fr*, 21: 33-93.

Francour, P. 1991a. The effect of protection level on a coastal fish community at Scandola, Corsica. *Rev. Ecol (Terre Vie)*, 46: 65-81.

Francour, P. 1991b. Ichtyofaune de la reserve naturelle de Scandola (Corse Méditerranée nord-occidentale). Influence spatiale et temporelle de l'effet de réserve. *Trav. Sci. parc nat. reg. nat. Corse Fr*, 31: 1-33.

Francour, P i F. Finelli. 1991. Complement a l'inventaire des poissons marins de la reserve de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Trav. Sci. Parc nat. reg. nat. Corse. Fr*, 31: 35-53.

Francour, P. 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17: 309-317.

Fred, G i C. Maurin. 1987. Les poissons dans la banque de donnees *MEDIFAUNE*. Application a l'étude des caracteristiques de la faune ichthyologique méditerranéenne. *Cybium*, 11: 219-299.

Froese R., Pauly D. 1999. *FishBase 99: conceptos, estructura y fuentes de datos*. ICLARM (eds.), Manila, Filipinas, 322 pp.

Froese, R i D. Pauly. 2012. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.

Frontera, M., A. Font, V. Forteza i P. Tomàs. 1993. *Home i natura: els usos tradicionals del sòl i la pesca*. En: Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera. Alcover, J.A; Ballesteros, E; Fornós, J. (Eds). CSIC-Edit.Moll, 749-762.

Galarza, J. A., J. Carreras-Carbonell, E. Macpherson, M. Pascual, S. Roques, G. Turner i C. Rico. 2009. The influence of oceanographic fronts and early-life-history traits on connectivity among littoral fish species. *PNAS*, 106 (5): 1473-1478.

García-Charton J. A., Pérez-Ruzafa A. 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.* 42: 1-20.

García-Charton J.A., Pérez-Ruzafa A., Sánchez-Jerez P., Bayle-Sempere J-T., Reñones O., Moreno D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144: 161-182.

García-Charton J. A., Pérez-Ruzafa A., Marcos C., Claudet J., Badalamenti F., Benedetti-Cecchi L., Falcon J. M., Milazzo M *et al.* 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?. *J. Nat. Conserv.* 16: 193-221.

García-Rodríguez, M., A.M. Fernández i A. Esteban. 2006. Characterisation, analysis and catch rates of the small-scale fisheries of the Alicante Gulf (SE Spain) over a 10 years time series. *Fish. Res.* 77: 226-238.

Garcia-Rubies, A. 1993. Distribució batimètrica dels peixos litorals de substrat rocós a l'illa de Cabrera. En: Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera. J. A. Alcover., E. Ballesteros., J. J Fornós (eds.).

Garcia-Rubies, A. 1997. *Estudi ecològic de les poblacions de peixos litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània Occidental: efectes de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.

- Garcia-Rubies, A i M. Zabala. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 54: 317-328.
- Garcia-Rubies, A i E. Macpherson. 1995. Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology*, 124: 35-42.
- Garcia-Rubies, A. 2012. Els peixos més afavorits per la protecció de les Medes. En: *El fons marí de les Illes Medes i el Montgrí, Quatre dècades de recerca per a la conservació*. B. Hereu i X. Quintana (Eds.). Pàg: 156-173. Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis. Recerca i territori, 4.
- Garrabou, J. 1997. Structure and dynamics of north-western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient: a Geographical Information System (GIS) approach. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona, 214 pp.
- Genin, A. 2004. Bio-physical coupling in the formation of zooplankton and fish aggregations over abrupt topographies. *Journal of Marine Systems*, 50: 3-20.
- Gillanders, B. M., Able K. W., Brown J. A., Eggleston D. B., Sheridan P. F. 2003. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 247: 281-295.
- Gladfelter, W. B. i E. H. Gladfelter. 1978. Fish community structure as a function of habitat structure on West Indian patch reefs. *Rev. Biol. Trop.* 26: 65-84.
- Gómez, S., J. Lloret, M. Demestre i V. Riera. 2006. The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: the case of Cap de Creus (Cape Creus). *Coastal Management*, 34: 217-232.
- Gómez-Buckley, M i R. J. Haroun. 1994. Artificial reefs in the Spanish coastal zone. *Bulletin of Marine Science*, 55: 1021-1028.
- Goñi, R. i J. Coll. 2003. Les Reserves Marines de les Illes Balears. Quadern de pesca 7^è, 119 pp. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears, Palma de Mallorca.
- Goñi R., Adlerstein S., Álvarez-Berastegui D., Forcada A., Reñones O., Criquet G., Polti, S *et al.* 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 366: 159-174.
- Goodyear, C. P. 1989. Spawning stock biomass per recruit: the biological basis for a fisheries management tool. ICCAT Working Document SCRS/89/82. 10 pp.
- Gordoa, A., B. Molí i N. Raventós. 2000. Growth performance of four wrase species on the north-western Mediterranean coast. *Fish. Res.* 45: 43-50.
- Grau, A. M. 1999. Inventari de la fauna ictiològica del freu de sa Dragonera (Mallorca, Mediterrània Occidental). *Bulletí Científic dels Parcs Naturals de les Balears.*, pàgs: 67-72.
- Grau, A. M. 2008. Recreational maritime fishing in the Balearic Islands: Tradition and future. In: *The Mediterranean Fisheries Sector*. CIHEAM. Pàg. 113-121.
- Grau, A. M. 2012. Pesca recreativa vs pesca professional: cap a un nou equilibri. Ponència realitzada al Club Diario de Mallorca en el cicle del CSIC/IMEDEA: "La Pesca en Balears, Ciencia y Gestión".
- Grau, A. M i F. Riera. 2001. Observacions faunístiques i demogràfiques a la ictiofauna de les Illes Balears: un fenomen de meridionalització. In: Pons, G.X. i Guijarro, J.A. (Eds.): *El canvi climàtic: passat, present i futur*. Mon. Soc. Hist. Nat. Balears, 9: 53-67. ISBN: 84-87818-34-X. Palma de Mallorca.
- Greene L. E., Alevizon W. S. 1989. Comparative accuracies of visual assesment methods for coral reef fishes. *Bull. Mar. Sci.* 44: 899-912.
- Grüss A., Kaplan D. M., Guénette S., Roberts C. M., Botsford L. W. 2011. Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biol. Conserv.* 144: 692-702.

Guerrero, V. M., M. Calvo i C. Quintana. (2004). El poblament prehistòric de Santa Ponça. Projecte per al'estudi, recuperació, conservació i revalorització de l'entorn arqueològic i natural. Projecte finançat per UE-Ajuntament de Calvià-Govern de les Illes Balears-Consell de Mallorca. 14 pàg.

Guidetti, P. 2006. Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, 16: 963-976.

Guidetti P., Sala E. 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 335: 43-56.

Guidetti P., Milazzo M., Bussotti S., Molinari A., Murenu M., Pais A., Spano N *et al.* 2008. Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter?. *Biol. Conserv.* 141: 699-709.

Guijarro, B., A. Quetglas, J. Moranta, F. Ordines, M. Valls, N. González i E. Massuti. 2012. Inter- and intra-annual trends and status indicators of nekto-benthic elasmobranchs off the Balearic Islands (northwestern Mediterranean). *Sci. Mar*, 76: 87-96.

Hairston, N. G., F. E. Smith i L. B. Slobodkin. 1960. Community structure, population control and competition. *The American Naturalist*, 94 (No. 879): 421-425.

Halpern, B. S i R. R. Warner. 2002. Marine Reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5: 361-366.

Hamner, W. M., Jones, M. S., Carleton, J. H., Hauri, I. R i D. M. Williams. 1988. Zooplankton, planktivorous fish, and water currents on a windward reef face: Great Barrier Reef, Australia. *Bulletin of Marine Science*, 42: 459-479.

Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162: 1243-1248.

Harmelin J-G. 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rochueuse protégée en Méditerranée (Parc national de port Cros, France). *P.S.Z.N.I: Mar. Ecol.* 8: 263-284.

Harmelin, J-G. 1990. Ichtyofaune des fonds rocheux de Méditerranée: Structure du peuplement du coralligène de l'Île de Port-Cros (Parc National, France). *Mésogée*, 50: 23-30.

Harmelin, J. G i D. Bellan-Santini. 1996. Assessment of biomass and production of artificial reef assemblages. 1st EARRN Conference, 26-20 march 1996, Ancona, Italy. Research Protocols: 1-12.

Harmelin, J-G i M. Harmelin-Vivien. 1998. A review on habitat, diet and growth of the dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). Mémoires de l'Institut océanographique Paul Ricard. Symposium International sur les Mérous de Méditerranée, Novembre 1998, Embiez, France, pp. 83-94.

Harmelin, J-G., F. Bachet i F. Garcia. 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*. 16: 233-250.

Harmelin-Vivien, M. L. 1983. Ichtyofaune des herbiers de posidonies des côtes provençales françaises. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit*, 28 : 161-163.

Harmelin-Vivien, M. L. 1984. Ichtyofaune des herbiers de posidonies du parc Naturel Régional de Corse. In : C. F. Boudouresque, A. Jeudy De Grissac & J. Olivier (eds). International workshop on Posidonia oceanica beds. GIS Posidonie Publ., France : 291-301.

Harmelin-Vivien, M. L., Harmelin, J-G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabe, G *et al.* 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev. Ecol (Terre Vie)*. 40: 467-539.

Harmelin-Vivien, M. L i P. Francour. 1992. Trawling or visual censuses? Methodological Bias in the assessment of fish populations in seagrass beds. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 13: 41-51.

Harmelin-Vivien, M. L., J-G. Harmelin i V. Leboulleux. 1995. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia*, (300-301): 309-320.

Harmelin-Vivien M., Le Diréach L., Bayle-Sempere J., Charbonnel E., García-Charton J. A., Oddy D., Pérez-Ruzafa A *et al.* 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of spillover?. *Biol. Conserv.* 141: 1829-1839.

Hastings, A i L.W. Botsford. 1999. Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science*, 284, issue 5419.

Heemstra, P. C. i J. E. Randall. 1993. Groupers of the world (family Serranidae, subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. FAO species catalogue, Vol. 16. FAO Fish. Synop, 125(16): 382 pp.

Hepburn, C. C., Holborow, J. D., Wing, S. R., Frew, R. D i C. L. Hurd. 2007. Exposure to waves enhances the growth rate and nitrogen status of the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 339: 99-108.

Hilborn, R., K. Stokes, J-J Maguire, T. Smith, L. W. Botsford, M. Mangel, J. Orensanz, A. Parma, J. Rice, J. Bell, K. L. Cochrane, S. Garcia, S. Hall, G.P. Kirkwood, K. Sainsbury, G. Steffansson i C. Walters. 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean & Coastal Management*, 47: 197-205.

Hunter, M. D i P. W. Price. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73: 724-732.

Ifremer, 1987. Les récifs artificiels en Méditerranée française. Doc. DRV-DRH Sète: 1-16.

Iglesias, M., E. Massuti, O. Reñones i B. Morales-Nin. 1994. Three small-scale fisheries based on the island of Majorca (NW Mediterranean). *Boll. Soc. Hist. Nat. de les Balears*, 37: 35-58.

Ito, Y. 2011. *Artificial reefs function in fishing grounds off Japan*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 239-264. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.

IUCN. 2011. References on Mediterranean Marine Conservation [PDF] URL (accessed january 2011)
<http://cmsdata.iucn.org/download/iucn-med-references-on-marine-conservation.pdf>

Jackson J. B. C. 2001. What was natural in the coastal oceans?. *PNAS*. 98: 5411-5418.

Jackson, J. B. C i E. Sala. 2001. Unnatural Oceans. *Scientia Marina*. 65 (Supl. 2): 273-281.

Jackson, J. B. C., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjorndal, L. W. Botsford *et al.* 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.

Jansà, X. 2008. És el Mar Balear un mar oligotròfic ? Síntesi sobre les dades de clorofil·la fitoplanctònica obtingudes des de 1974 al Centre Oceanogràfic de Balears. *Estudis Baleàrics*, 88/89: 125-136.

Jansà, J i A. Carbonell. 1988. Aspectos del plancton de la bahía de Palma en 1982. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*. 32: 93-114.

Jansà, J., J. L. López-Jurado, A. Morillas i B. Amengual. 1998. Seasonal and mesoscale variability of biological and chemical parameters related to the hydrodynamics of the Ibiza channel (Western Mediterranean). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 14: 31-47.

Jansà, J., A. Aparicio, J. Valencia i B. Amengual. 2004. Máximos de clorofila fitoplanctónica en la época cálida del Mar Balear. IV Jornades de medi Ambient de les Illes Balears. Pàg. 232.

Jennings S. 2001. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Rev. Fish Biol. Fish.* 10: 209-231.

Jensen, A. 2002. Artificial reefs of Europe: perspective and future. *ICES J. Mar. Sci.* 59: S3-S13.

- Jensen, A. L. 2002. Maximum harvest of a fish population that has the smallest impact on population biomass. *Fisheries Research*, 57: 89-91.
- Jensen, A., K. Collins i P. Lockwood. 2000. *Current issues relating to artificial reefs in European seas*. In: Artificial Reefs in European Seas. Pàgs: 469-500. A. C. Jensen, K. J. Collins and A. P. M. Lockwood (eds). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Johannes, R. E. 1981. Working with fishermen to improve coastal tropical fisheries and resource management. *Bulletin of Marine Science*, 31: 673-680.
- Jouvenel, J-Y. 1997. Inventaire de l'ichtyofaune dans la réserve naturelle marine de Cerbère / Banyuls-Sur-Mer (Méditerranée N.O., France). *Vie Milieu*, 47: 77-84.
- Jukic-Peladic, S., N. Vrgoc, S. Krstulovic-Sifner, C. Piccinetti, G. Piccinetti-Manfrin, G. Marano i N. Ungaro. 2001. Long-term changes in demersal resources of the Adriatic Sea: comparison between trawl surveys carried out in 1948 and 1998. *Fish. Res.* 53: 95-104.
- Kaufmann K. W. 1981. Fitting and using growth curves. *Oecologia*, 49: 293-299.
- Kingsford, M. J. 2009. Contrasting patterns of reef utilization and recruitment of coral trout (*Plectropomus leopardus*) and snapper (*Lutjanus carponotatus*) at One Tree Island, southern Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 28: 251-264.
- Knowlton N., J. B. C. Jackson. 2008. Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *Plos Biology*. 6: e54, 0215-0220.
- Koslow, J.A., F. Hanley i R. Wicklund. 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal Cays, Jamaica. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43: 201-212.
- Kramer, D. L i M. R. Chapman. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserves. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 65-79.
- Lauck, T., C. W. Clark, M. Mangel i G. R. Munro. 1998. Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecological Applications*, 8: 72-78.
- Legendre, L i P. Legendre. 1984. Écologie Numérique, Tome 2. La structure des données écologiques. Masson, Paris et les presses de l'Université du Québec. Québec. Canada, 260 pàg.
- Leitao, F., M. N. Santos i C. Monteiro. Contribution of artificial reefs to the diet of the white sea bream (*Diplodus sargus*). *ICES J. Mar. Sci.* 64: 473-478.
- Lembo, G., Fleming, I. A., Okland, F., Carbonara, P i Spedicato, M. T. 1999. Site fidelity of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (lowe, 1834) studied by acoustic telemetry. Symposium international sur les mérour de Méditerranée. 5-7 novembre 1998. Mémoires de l'Institut Océanographiques Paul Ricard, pp. 111-118.
- Lester S. E i B. S. Halpern. 2008. Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367: 49-56.
- Lester S. E., Halpern B. S., Grorud-Colvert K., Lubchenco J., Ruttenberg B. I., Gaines S. D., Aïramé S., Warner R. R. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 33-46.
- Linares, C., E. Cebrian i D. Díaz. 2010. Estudi de les poblacions de *Paramuricea clavata* a les reserves naturals des Vedrà, es Vedranell i Illots de Ponent (*Study of gorgonian populations in the reserves of Vedrà, es Vedranell and Illots de Ponent*). Technical rapport for Environmental Department, Govern de les Illes Balears.
- Lincon-Smith, M. P., J. D. Bell i C. A. Hair. 1991. Spatial variation in abundance of recently settled rocky reef fish in southeastern Australia: implications for detecting change. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77:95-103.

- Lindquist, D. G., L. B. Cahoon, I. E. Clavijo, M. H. Posey, S. K. Bolden, L. A. Pike, S. W. Burk i P. A. Cardullo. 1994. Reef fish stomach contents and prey abundance on reef and sand substrata associated with adjacent artificial and natural reefs in Onslow Bay, North Carolina. *Bull. Mar. Sci.* 55: 308- 318.
- Llabrés, M i J. M. Martorell. 1984. La pesquería de artes menores. Islas Baleares. Consell General Interinsular-Instituto Español de Oceanografía. Palma de Mallorca. 270 pàg.
- Lleonart, J. 2008. *Review of the state of Mediterranean and Black Sea fishery resources*. In: CIHEAM. The Mediterranean Fisheries Sector. A reference publication for the VII meeting of Ministers of Agriculture and Fisheries of CIHEAM member countries, Zaragoza (Spain), 4 February 2008. Pag: 65-77.
- Lleonart, J i J. M. Camarassa. 1987. La pesca a Catalunya el 1722 segons un manuscrit de Joan Salvador i Riera, Diputació de Barcelona. Barcelona.
- Lleonart, J i F. Maynou. 2003. Fish stocks assesment in the Mediterranean: state of art. *Scientia Marina*, 67 (Suppl. 1): 37-49.
- London Convention and Protocol/UNEP (2009). London Convention and Protocol/UNEP Guidelines for the Placement of Artificial Reefs. London, UK, 100 pp.
- López-Jurado, J. L. 1989. Hidrología: masas de agua alrededor d elas islas Baleares. En: Oceanografía y explotación pesquera en el archipiélago Balear. Informe Final. Universitat de les Illes Balears. Palma de Mallorca. España. Informe técnico.
- López-Jurado, J. L. 2009. Caracterización ambiental de las masas de agua de la plataforma insular balear utilizando parámetros fisico-químico: condiciones hidrográficas. En: I Jornada científicotécnica. Directiva Marc de l'Aigua. Govern de les Illes Balears. Palma, 26 de Novembre de 2009. Pàg: 59-67.
- Lorenzen, K. 2008. Fish population regulation beyond “stock and recruitment”: the role of density-dependent growth in the recruited stock. *Bulletin of Marine Science*, 83: 181-196
- Love, M. S. 1980. Evidence of movements of some deepwater rockfishes (Scorpaenidae: Genus *Sebastes*) off southern California. *Calif. Fish and Game*, 67: 246-249.
- Love, M. S., D. M. Schroeder, W. Lenarz, A. S. Bull i L. Thorsteinson. 2006. Potential use of offshore marine structures in rebuilding an overfished rockfish species, bocaccio (*Sebastes paucispinis*). *Fish. Bull.* 104: 383-390.
- Luckhurst B. E i K. Luckhurst. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.* 49: 317-323.
- Macpherson E. 1998. Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 220: 127-150.
- MacPherson, E., Biagi, F., Francour, P., Garcia-Rubies, A., Harmelin, J., Harmelin-Vivien, M., Jouvenel, J. Y *et al.* 1997. Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 160: 135-147.
- MacPherson, E., García-Rubies, A i A. Gordo, A. 2000. Direct estimation of natural mortality rates for littoral marine fishes using populational data from a marine reserve. *Marine Biology*, 137: 1067 –1076.
- Mallol, S i R. Goñi. 2004. Seguimiento de las pesquerías (Punto Cero) en el ámbito de la futura Reserva Marina de Cala Rajada (Mallorca). IEO-COB y SGP. M/PESCALA I/04-1, 129 pp.
- Mallol, S i R. Goñi. 2008. Rotación estacional de la pesca artesanal en la reserva marina de Cala Rajada y Llevant de Mallorca: herramientas de protección sobre las especies y hábitats. V Jornades de Medi Ambient de les Illes Balears, pág: 292-293.
- Maluquer, J. 1917. Organització i increment de la Secció Oceanogràfica. *Junta Ciències Nat., Anuari II*, 1ª part: 203-238.

- MAPA, 1982. Reglamento de Pesca y Navegación, 1763. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. MAPA.
- Margalef, R. 1957. La teoría de la información en ecología. Mem. R. Acad. Cienc. Barcelona, 32 (13): 373-449.
- Margalef, R. 1974. Ecología. Ed. Omega, Barcelona: 951 pàg.
- Margalef, R. 1989. *Introducción al Mediterráneo*. En: El Mediterráneo Occidental. Pàg. 1-17. Ed. Omega. Barcelona.
- Mas, X., F. Riera, O. Navarro i A. M. Grau. 2009 a. Sobre la presencia de *Fistularia commersonii* (Rüppell, 1835) en aigües de les Illes Balears (Mediterrània Occidental). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 52: 55-60.
- Mas, X., M^aC. Escandell i X. Canyelles. 2009 b. Presència de *Sardinella maderensis* (Lowe, 1839) en aigües de les Illes Balears. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 52: 93-98.
- Massuti, E i B. Morales-Nin. 1995. Seasonality and reproduction of Dolphin-fish (*Coryphaena hippurus*) in the Western Mediterranean. *Scientia Marina*, 59: 357-364.
- Massuti, E i S. Vidal. 1997. *La cultura del peix*. En: La llampuga: un mite de la tardor. Ed. Documenta Balear. Palma, pàg: 99-104.
- Massuti, E i O. Reñones. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69: 167-181.
- Massuti, E., M. Valls i F. Ordines. 2010. *Changes in the western mediterranean ichthyofauna: signs of tropicalization and meridionalization*. En: Fish Invasions of the mediterranean Sea: Change and renewal, pp: 293-312. D. Golani & B. Appelbaum-Golani (eds.). Sofia-Moscow. Pensoft Publishers.
- Massuti, M., 1965. Estudio de los fondos de pesca de Baleares. Nota 1^a. Ciclo anual de los peces de las praderas de *Caulerpa* y *Posidonia* capturados por un pequeño arte de arrastre en la Bahía de Palma de Mallorca. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 119: 1-57.
- Massuti, M. 1973. La pesca deportiva en Mallorca. Ed. Cort, Palma.
- Massuti, M. 1989. El libro azul de la pesca balear. Direcció General de Pesca i Cultius Marins. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear. Palma, 253 pàg.
- Massuti, M. 1991. Les Illes Balears. Una àrea de pesca individualitzada a la Mediterrània occidental. Quaderns de Pesca, 2. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Palma, 62 pàg.
- Massuti, M. 1995 a. La pesca en el Mar Balear. Edicions Cort. Palma, 462 pàg.
- Massuti, M. 1995 b. Els recursos pesquers del Mar Balear. Direcció General de Pesca i Cultius Marins. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear. Palma, 172 pàg.
- Massuti, M i G. Llompart. 2007. Les activitats de la pesca i del gremi de pescadors a Mallorca 1259-2006. Conselleria d'Educació i Cultura. Govern de les Illes Balears. Institut d'Estudis Balearics, 301 pàg.
- Massuti-Pascual, I. 1991. Els biòtops artificials com un model d'enginyeria ecològica en la regeneració de la zona costanera litoral de les illes Balears. Quaderns de Pesca, núm. 3. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern de les Illes Balears. 71 pàg.
- Mayol J., Grau A.M., Riera F., Oliver J. 2000. *Llista vermella dels peixos de les Balears*. Quadern de Pesca n° 4, Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern de les Illes Balears (eds.). Palma de Mallorca. Spain, 126 pp.
- Mazzoldi, C i M. De Girolamo. 1997. Littoral fish community of the Island Lampedusa (Italy): a visual census approach. *Ital. J. Zool*, 65: 275 – 280.
- McClanahan, T. R i E. Sala. 1997. A Mediterranean rocky-bottom ecosystem fisheries model. *Ecol. Model*, 104: 145-164.

McClanahan, T. R. 2000. Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biological Conservation*, 94: 191-198.

McClanahan T. R i R. Arthur. 2001. The effect of marine reserves and habitat on populations of east african coral reef fishes. *Ecol. Appl.* 11: 559-569.

McClanahan T. R., Graham N. A. J., Calnan J. M., Macneil M. A. 2007. Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecol. Appl.* 17: 1055-1067.

McClanahan T. R., Graham N. A. J., Wilson S. K., Letourneur Y., Fisher R. 2009. Effects of fisheries closure size, age, and history of compliance on coral reef fish communities in the western Indian Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 396: 99-109.

McClanahan, T i M. Karnauskas. 2011. Relationships between benthic cover, current strength, herbivory, and a fisheries closure in Glovers Reef Atoll, Belize. *Coral Reefs*, 30: 9-19.

McClanahan, T. R., N. A. J. Graham, M. A. MacNeil, N. A. Muthiga, J. E. Cinner, J. H. Bruggemann i S. K. Wilson. 2011. Critical thresholds and tangible targets for ecosystem-based management of coral reef fisheries. *PNAS*, 108: 17230-17233.

McGehee, M. A. 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto Rico. *Marine Ecology Progress Series*, 105: 243-255.

Mellin, C., Andréfouët, A i D. Ponton. 2007. Spatial predictability of juvenile fish species richness and abundance in a coral reef environment. *Coral Reefs*, 26: 895-907.

Menge, B. A. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 257-289.

Merino, G., B. Morales-Nin, F. Maynou i A. M. Grau. 2008. Assesment and bioeconomic analysis of the Mallorca (NW Mediterranean) trammel net fishery. *Aquat. Living Resour.* 21: 1- 12.

Micheli F., Halpern B. S., Botsford L. W., Warner R. R. 2004. Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. Appl.* 14: 1709-1723.

Millot, C. 1987. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Oceanologica Acta*, 10: 143-149.

Molloy P., McLean I. B., Côté I. M. 2009. Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 46: 743-751.

Monserrat, S., J. L. López-Jurado i M. Marcos. 2008. A mesoscale index to describe the regional circulation around the Balearic Islands. *Journal of Marine Systems*, 71: 413-420.

Mora C., Myers R. A., Coll M., Libralato S., Pitcher T. J., Sumaila R. U., Zeller D., Watson R., Gaston K. J., Worm B. 2009. Management effectiveness of the world's marine fisheries. *Plos Biology*.7: e1000131.

Morales-Nin, B., J. Moranta i C. García. 2003. Avaluació d'alguns aspectes de la pesca recreativa a l'illa de Mallorca. Informe tècnic, 274 pàg. Grup d'Oceanografia Interdisciplinar. Laboratori d'Ictiologia. IMEDEA-CSIC-UIB.

Morales-Nin, B., G. Morey, J. Moranta, A. Ruiz, M. Palmer, F. Ordines i P. Tugores. 2004. Seguiment de les mesures de protecció sobre la comunitat íctica de les reserves marines de les Illes Balears. CSIC-IMEDEA. Informe tècnic, 756 pàg.

Morales-Nin, B., J. Moranta, C. García, M. P. Tugores, A. M. Grau, F. Riera i M. Cerdà. 2005. The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal management. *ICES Journal of marine Science*, 62 : 727-739.

- Morales-Nin, B., A. M. Grau i M. Palmer. 2010. Managing coastal zone fisheries: A mediterranean case study. *Ocean & Coastal Management*, 53: 99-106.
- Moranta, J., B. Reviriego i J. Coll. 1997. Contribución al conocimiento de la estructura de la comunidad íctica asociada a los fondos rocosos litorales de las islas del Toro y d'Es Malgrat (suroeste de Mallorca, islas Baleares). *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 23: 143-152.
- Moranta, J., M. Palmer, G. Morey, A. Ruiz i B. Morales-Nin. 2006. Multi-scale spatial variability in fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows in the Western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 579-592.
- Moranta, J., A. Quetglas, E. Massuti, B. Guijarro, F. Ordines i M. Valls. 2008. *Research trends on demersal fisheries oceanography in the Mediterranean*. In: Biological Oceanography Research Trends. Lea P. Mertens (Ed.), pp. 9-65.
- Moreno, I. 2000. Artificial reef programme in the Balearic Islands: Western Mediterranean Sea. Pages 219-234 in A.C. Jensen, K.J. Collins and A.P.M. Lockwood, ed. *Artificial Reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Moreno, I., Roca, I., Reñones, O., Coll, J i M. Salamanca. 1994a. Artificial reef program in Balearic waters (Western Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.* 55: 667-671.
- Moreno, I., I. Roca, O. reñones, J. Coll, J. Moranta i J. M. Brotons. 1994b. Seguimiento de los arrecifes artificiales de Santa Eulalia (Isla de Ibiza) y de las Playas de Tramuntana y Migjorn (isla de Formentera). Memoria Final. Laboratorio de Biología Marina. Universitat de les Illes balears. Informe técnico, 183 pág.
- Moreno, I., I. Roca, O. Reñones, J. Coll, J. Moranta, J. M. Brotons, G. Morey. 1994c. Seguimiento de la colonización y rendimiento de los arrecifes artificiales para la recuperación de los fondos de la zona costera de Baleares. Technical Report of the Laboratori de Biologia Marina. Universitat de les Illes Balears. Palma. 150 pp.
- Morey G., Moranta J., Massuti E., Grau A., Linde M., Riera F., Morales-Nin B. 2003. Weight-length relationship of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fish. Res.* 62: 89-96.
- Mosquera, I., Cote, I. M., Jennings, S i J. D. Reynolds. 2000. Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Animal Conservation*, 4: 321-332.
- Myers, R. A i B. Worm. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280-283.
- OCEANA, 2011. Propuesta de Oceana para una pesca responsable en las Illes Balears. 5 volúmenes.
- Ody, D. 1987. Les peuplements des récifs artificiels de Provence (France, Méditerranée nord-occidentale). Thèse 3ème cycle. Univ. Aix-Marseille II, 183 pp.
- Ody, D i J-G. Harmelin. 1994. Influence de l'architecture et de la localisation de récifs artificiels sur leurs peuplements de poissons en Méditerranée. *Cybium*, 18: 57-70.
- Okano, T., M. Takeda, Y. Nakagawa, K. Hirata, K. Mitsuhashi, S. Kaaguchi i J. Ito. 2011. *Artificial reefs to induce upwelling to increase fishery resources*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 265-278. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.
- Oliver, M. 1966. El "gànguil," arte no selectivo utilizado en Baleares en fondos de 15 a 25 metros. *Publ. Téc. Junt. Est. Pesc.*, 5: 395-406.
- Oliver, M i M. Massuti. 1952. El raó, *Xyrichthys novacula* (Fam. Labridae). Notas biológicas y biométricas. *Bol. Inst. Esp. Ocean.*, 48: 1-15.
- Oliver, P. 2006. La recerca marina a les Illes Balears. L'origen de l'oceanografia espanyola. Govern Balear. 103 pàg.

- Ordines F., Moranta J., Palmer M., Lerycke A., Suau A., Morales-Nin B., Grau A. M. 2005. Variations in a shallow rocky reef fish community at different spatial scales in the western Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304: 221-233.
- Oseberg, C. W., C. M. St. Mary, J. A. Wilson i W. J. Lindberg. 2002. A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 214-221.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems, *Science*, 325: 419-422.
- Palumbi S. R. 2004. Marine reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29: 31-68.
- Pascual, M. J., J. Salat i M. Palau. 1995. Evolución de la temperatura del mar entre 1973 y 1994 cerca de la costa catalana. Actes du colloque Scientifique “la Méditerranée: Variabilité climatiques, environnement et biodiversité”, Montpellier, 5-7 abril 1995. Pàg. 23-28.
- Patzner, R. 1998. The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotiales) at the northern coast of Ibiza (Western Mediterranean Sea). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*. 41: 75-80.
- Pauly D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Stud. Rev.* 8. 325 pp.
- Pauly D. 1995. Anecdotes and shifting baseline syndrome of fisheries. *TREE*. 10: 430.
- Pauly, D i R. Froese. 2012. Comments on FAO’s State of Fisheries and Aquaculture, or “SOFIA 2010”. *Marine Policy*, 36: 746-752.
- Pérez-Ruzafa, A., C. Marcos, J. A. Garcia-Charton i F. Salas. 2008. European marine protected areas as tools for fisheries management and conservation. *Journal for Nature Conservation*, 16: 187-192.
- Pielou, E. C. 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons. New York. 165 pàg.
- Plan Development Team. 1990. The potential of Marine Fishery Reserves for reef fish management in the U.S Southern Atlantic. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFC 261: 1- 40, USA.
- Polovina, J. J. 1991. *A global perspective on artificial reefs and fish aggregating devices*. In: Papers, RAPA Report (FAO), no1991/11. Symposium on artificial reefs and fish aggregating devices as tools for the management of marine fishery resources, Colombo (Sri Lanka), 14-17 May 1990/ FAO, Bangkok (Thailand). Regional office for Asia and the Pacific; FAO, Bangkok (Thailand). Indo-Pacific Fishery Commission, 1991, p. 251-257.
- Polunin, N. V. C i D. W. Klumpp. 1992. *A trophodynamic model of fish production on a windward reef tract*. In Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos. Ed. John, D. M., Hawkins, S. J., and Price, J. H. Systematics Association Special Volume, 46: 213-233. Clarendon Press, Oxford, 570 pp.
- Prats, A. 1997. La pesca d’abans a les Pitiüses. Consell Insular d’Eivissa i Formentera. Conselleria de Cultura, pp: 159.
- Puigserver, M., N. Moneris, J. Pablo, J. Alós i G. Moyà. 2010. Abundance patterns of the toxic phytoplankton in coastal waters of the Balearic Archipelago (NW Mediterranean Sea): a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 644: 145-157.
- Pujo-Pay, M., P. Conan, L. Oriol, V. Cornet-Barthaux, C. Falco, J-F. Chiglione, T. Moutin i L. Prieur. 2011. Integrated survey of elemental stoichiometry (C, N, P) from the western to eastern Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 8: 883-899.
- Quéro, J. C i J. J. Vayne. 2005. Les poissons de mer des pêches françaises. Delachaux et Niestlé, ed. Paris. 200 pp.

- Quetglas, A., B. Guijarro, F. Ordines i E. Massuti. 2012. Stock boundaries for fisheries assesment and management in the Mediterranean: the Balearic Islands as a case study. *Sci. Mar.*, 76: 17-28.
- Quignard, J. P. 1966. Répartition géographique et bathymétrique des Labridae européens. *Naturalia monsp.* (ser Zool), 5: 247 p.
- Quignard, J. P i J. A. Tomasini. 2000. Mediterranean fish biodiversity. *Biologia Marina Mediterranea*, 7: 1-66.
- Radcliffe, W. 1921. Fishing from the earliest times. John Murray (Ed.). London. 478 pp.
- Ramos, J., M. N. Santos, D. Whitmarsh i C. C. Monteiro. 2006. Patterns of use in an artificial reef system: a case study in Portugal. *Bull. Mar. Sci.* 78: 203-211.
- Ramos, J., M. N. Santos, D. Whitmarsh i C. C. Monteiro. 2007. Stakeholder perceptions regarding the environmental and socio-economic impacts of the Algarve artificial reefs. *Hydrobiologia*, 580: 181-191.
- Ramos-Esplà, A. A. 1985. La reserva marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). Ayuntamiento de Alicante-Universidad de Alicante. 194 pàg.
- Ramos-Esplà, A. A i J. T. Bayle-Sempere. 1994. Catálogo de la ictiofauna de la reserva marina de Tabarca (Alicante). En: Ramos, A. A (Coord.) Trabajos de campo en la reserva marina de Tabarca (Alicante) Publ. Univ. Alicante-Inst. Ecol. Litoral: 110-124.
- Ramos-Esplà, A. A., J. E. Guillén, J.T. Bayle i P. Sánchez-Jerez. 2000. Artificial anti-trawling reefs off Alicante, South-Eastern Iberian Peninsula: Evolution of reef block and set designs. Pages 195-218 in A.C. Jensen, K.J. Collins and A.P.M. Lockwood, ed. Artificial Reefs in European Seas. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Ramos-Esplà, A. A., Valle Pérez, C., Bayle-Sempere, J. T i J. L. Sánchez-Lizaso. 2004. Áreas marinas protegidas como herramientas de gestión pesquera en el Mediterráneo (Área COPEMED). Serie Informes y Estudios COPEMED, Nº 11.
- Recasens, L., A. Lombarte i P. Sánchez. 2006. Teleostean fish assemblages in an artificial reef and a natural rocky area in Catalonia (Northwestern Mediterranean): an ecomorphological approach. *Bull. Mar. Sci.* 78: 71-82.
- Relini, G i L. Orsi Relini. 1989. The artificial reefs in the Ligurian Sea (N-W Mediterranean): Aims and results. *Bull. Mar. Sci.* 44: 743-751.
- Relini, M., G. Torchia i G. Relini. 1994. Seasonal variation of fish assemblages in the Loano Artificial Reef (Iigurian Sea North-Western Mediterranean). *Bull. Mar. Sci.*, 55: 401-417.
- Relini, G., M. Relini, G. Torchia i G. Palandri. 2002. Ten years of censuses of fish fauna on the Loano artificial reef. *ICES J. Mar. Sci.* 59: S132-S137.
- Relini, G., M. Relini, G. Palandri, S. Merello i E. Beccornia. 2007. History, ecology and trends for artificial reefs of the Ligurian sea, Italy. *Hydrobiologia*, 580: 193-217.
- Reñones, O., E. Massuti, J. Moranta, J. Coll i I. Moreno. 1995. Fisf fauna of *Posidonia oceanica* seagrass meadows in Palma Bay (Balearic Islands). *Cybiu* 19 (2): 201-206.
- Reñones, O., J. Moranta., J. Coll i B. Morales-Nin. 1997. Rocky bottom fish communities of Cabrera Archipelago National Park (Mallorca, Western Mediterranean). *Sci. Mar.*, 61: 495-506.
- Reñones, O., J. Moranta, J. Coll i I. Moreno. 1998. Fish assemblages of an artificial reef in *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 meadow off the southern Balearic Islands (western Mediterranean). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 14: 57 – 68.
- Reñones, O., Goñi, R., Pozo, M., Deudero, S i J. Moranta. 1998. Effects of protection on the demographic structure and abundance of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). Evidence from Cabrera Archipelago National Park (West –

central Mediterranean). Mémoires de l'Institut océanographique Paul Ricard. Symposium International sur les Mérous de Méditerranée, novembre 1998, Embiez, France. Pages 155-164.

Reñones, O., Goñi, R., Pozo, M i S. Deudero. 1999. Effects of the cessation of fishing in protected areas of the Cabrera Archipelago National Park. Results of species of the Serranidae and Sparidae families. 1st International Workshop on Marine Reserves, Murcia (Spain). March, 1999.

Reñones, O., R. Goñi, J. L. Fernández, X. Mas i M. Pozo. 2004. Small-scale fisheries in Cabrera Archipelago National Park (W Mediterranean): identification of fishing métiers. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 37: 426.

Reñones, O., C. Piñeiro, X. Mas i R. Goñi. 2007. Age and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) in an exploited population of the western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology*, 71: 346-362.

Reñones O., Grau A., Mas X., Riera F., Saborido-Rey F. 2010. Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Sci. Mar.* 74: 523-537.

Reñones, O., J. Coll, D. Díaz, G. Morey, S. Martino, O. Navarro, B. Stobart *et al.* 2010. Dinámica poblacional de *Scyllarides latus* en el Parque Nacional Marítimo Terrestre del Archipiélago de Cabrera. XVI Simposio Ibérico de estudios de biología marina. Alicante (España) 2010.

Reñones, O., Álvarez, D., Coll, J., Morey, G., Navarro, O., Rueda, L., Grau., A *et al.* 2012. *Identificación del patrón de movimientos y factores ambientales que determinan la distribución espacial del mero Epinephelus marginatus en el Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera: aplicaciones para su conservación.* En: Proyectos de Investigación en Parques Nacionales, 2008-2011. Pág: 407-430. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Riera, F., S. Pou i A. M. Grau. 1993. La ictiofauna. En: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Alcover, J.A; Ballesteros, E; Fornós (Eds). CSIC-Edit.Moll, 623-644.

Riera, F; J. Oliver i J. Terrassa. 1995. Peixos de les Balears. Conselleria d'Obres Públiques i Ordenació del territori (Eds). 262 pp.

Riera, F., A. M. Grau., E. Pastor i S. Pou. 1997. Faunistical and demographical observations in Balearic ichthyofauna. Meridionalization or subtropicalization phenomena. In: Actes du Colloque Scientifique "La Méditerranée: variabilités climatiques, environnement et biodiversité", Montpellier, 5-7 abril 1995: 213-220.

Riggio, S. 1989. A short review of artificial reefs in Sicily. *FAO Fish. Rep.* 428: 128-137.

Riggio, S., F. Badalamenti i G. D'Anna. 2000. *Artificial reefs in Sicily: An overview.* In: Artificial Reefs in European Seas. Pàgs: 65-74. A. C. Jensen, K. J. Collins and A. P. M. Lockwood (eds). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Roberts, C. 2007. The unnatural history of the sea. Island Press, Washington, 436 pàg.

Roberts C. M i N. V. C. Polunin. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Rev. Fish Biol. Fish.* 1: 65-91.

Ros, J. D., I. Olivella i J. M. Gili. 1983. Els Sistemes Naturals de les Illes Medes. Arxius de la Secció de Ciències 73. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, 828 pp.

Russ, G. R. 1991. Coral reef fisheries: effects and yields. In *The ecology of fishes in coral reefs*, P. F. Sale (Ed.), pp. 601-635. Academic Press Inc, San Diego, 754 pp.

Russ G. R., Alcala A. C. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 132: 1-9.

Russ G. R., Alcala A. C. 2004. Marine reserves: long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia*, 138: 622-627.

Russ G. R., Stockwell B., Alcala, A. C. 2005. Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 292: 1-12.

Sala E. 1996. *The role of fishes in the organisation of a Mediterranean sublittoral community*. Ph. D. Thesis. Université d'Aix-Marseille II. Marseille. France. 174 pp.

Sala E. 2004. The past and present topology and structure of Mediterranean subtidal rocky-shore food webs. *Ecosystems*, 7: 333-340.

Sala, 2008. Quin mar ens espera?. V Jornades de medi Ambient de les Illes Balears., pàg. 19.

Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinos, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Frascchetti, S *et al.* 2012. The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *Plos One* 7(2): e32742. doi: 10.1371/journal.pone.0032742.

Salas, P i J. M. Torres. 2012. Història de la confraria de pescadors del Port de Pollença: cent anys de vida marinera. El Gall (ed.), 208 pàg.

Sales, M. 2010. Cystoseira-dominated assemblages from sheltered areas in the Mediterranean Sea: Diversity, distribution and effects of pollution. Ph D Thesis. Universitat de Girona. Spain. 260 pp.

Samoilys, M. A., Martin-Smith, K. M, Giles, B. G., Cabrera B., Anticamara, J. A., Brunio, E. O., Vincent, A. C. J. 2007. Effectiveness of five small Philippines' coral reef reserves for fish populations depends on site-specific factors, particularly enforcement history. *Biol. Conserv.* 136: 584-601.

Samoilys M., Carlos G. 1992. *Development of an underwater visual census method for assessing shallow water reef fish stocks in the south west Pacific*. In: Queensland Department of Primary Industries Northern Fisheries Centre (eds.) PO Box 5396 Cairns Queensland 4870 Australia. 99 pp.

Sánchez-Lizaso J. L., Goñi R., Reñones O., García-Charton J. A., Galzin R., Bayle J. T., Sánchez-Jerez P., Pérez-Ruzafa A., Ramos A. A. 2000. Density dependence in marine protected populations: a review. *Env. Conserv.* 27: 144-158.

Sánchez-Lizaso, J. L. 2002. ¿Resulta aplicable la legislación pesquera en el Mediterráneo? En: Anexo 4. Actas del VII Foro Científico para la pesca española en el Mediterráneo. Pág. 29-32.

Sáñez-Reguart, A. (1791-1795). Diccionario Histórico de los Artes de Pesca Nacional; V vols. Imprenta de la viuda de Don Joaquín Ibarra, Madrid.

Searce, C. 2009. European fisheries history: pre-industrial origins of overfishing. ProQuest Discovery Guides, 13 pp.

Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American tropical tuna commission*, 1: 25-26.

Seaman, W., Jr. R. Grove, D. Whitmarsh, M. N. Santos, G. Fabi, C. G. Him, G. Relini i T. Pitcher. 2011. *Artificial reefs as unifying and energizing factors in future research and management of fisheries and ecosystems*. In: Artificial reefs in fisheries management. Pàgs: 7-30. S. A. Bortone, F. P. Brandini, G. Fabi and S. Otake (eds). CRC Press. Boca Ratón. Florida.

Shephard S., D. G. Reid, S. P. R. Greenstreet. 2011. Interpreting the large fish indicator for the Celtic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 1963-1972.

Solonsky, A. C. 1985. Fish colonization and the effect of fishing activities on two artificial reefs in Monterrey bay, California. *Bull. Mar. Sci.* 37: 336-347.

Sorice, M. G., C-O. Oh i R. B. Ditton. 2007. Managing scuba divers to meet ecological goals for coral reef conservation. *Ambio*. 36: 316-322.

Spanier, E., M. Tom i S. Pisanty. 1985. Enhancement of fish recruitment by artificial enrichment of man-made reefs in southeastern Mediterranean. *Bulletin of Marine Science*, 37: 356-363.

Spanier, E, S. Pisanty, M. Tom i G. Almog-Shtayer. 1989. The fish assemblage on a coralligenous shallow shelf off the Mediterranean coast of northern Israel. *J. Fish Biol.*, 35: 641-649.

Spanier, E., M. Tom, S. Pisanty i G. Almog-Shtayer. 1990. Artificial reefs in the low productive marine environments of the southeastern Mediterranean. *PSZNI. Mar. Ecol.*, 11: 61-75.

Stergiou, K. I., Moutopoulos, D. K., Soriguer, M. C., Puente, E., Lino, P. G., Zabala, C., Monteiro, P *et al.* 2006. Trammel net catch species composition, catch rates and métiers in southern European waters: A multivariate approach. *Fisheries Research*, 29: 55-95.

Stevens, J. D., T. I. Walker, S.F. Cook i S. V. Fordham. 2005. Threats faced by Chondrichthyan fish. Pages 48-57 in S.L. Fowler, R.D. Cavanagh, M. Camhi, G.H. Burgess, G.M. Cailliet, S.V. Fordham, C.A. Simpfendorfer and J.A. Musick, ed. *Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes*. Status Survey. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Stobart B., Warwick R., González C., Mallol S., Díaz D., Reñones O., Goñi R. 2009. Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 47-60.

Tetreault I., Ambrose R. F. 2007. Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no-take MPAs. *Ecol. Appl.* 17: 2251-2267.

Toccaceli, M i D. Levi. 1989. preliminary data on an experimental trammel net survey designed to estimate the potencial of a planned artificial reef near Mazara del Vallo (Italy). *FAO Fish. Rep.* 428: 154-162.

Tomas, F., E. Cebrian i E. Ballesteros. 2011. Differential herbivory of invasive algae by native fish in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92: 27-34.

Tragsatec. 2004. Estudio del impacto socioeconómico de la pesca recreativa en el Mediterráneo español. Secretaría General de Pesca marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 47 pp.

Tudela, S. 2000. Impact of fishing on ecosystems in the Mediterranean sea. Project for the preparation of a strategic action plan for the conservation of biological diversity in the Mediterranean region (SAP BIO). Food and Agriculture organisation of the United Nations (FAO).

Tupper, M. H. 2007. Spillover of commercially valuable reef fishes from marine protected areas in Guam, Micronesia. *Fish. Bull.* 105: 527-537.

Tzanatos, E., Dimitriou, E., Katselis, G., Georgiadis, M I C. Koutsikopoulos. 2005. Composition, temporal dynamics and regional characteristics of small-scale fisheries in Greece. *Fisheries Research*, 73: 147-158.

Underwood, A.J., 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press. Cambridge. 504 pp.

UNEP/MAP, 2005. Guidelines for the placement at sea of matter for purpose other than the mere disposal (Construction of Artificial Reefs). United nations Environment programme. Mediterranean Action Plan. 14th ordinary meeting. Portoroz (Slovenia), 8-11 November 2005.

Vargas-Yáñez, M., F. Moya, M. C. García-Martínez, E. Tel, P. Zunino, F. Plaza, J. Salat, J. pascual, J. L. López-Jurado, i M. Serra. 2010. Climate change in the Western Mediterranean Sea 1900-2008. *Journal of Marine Systems*, 82: 171-176.

Vives, F. 1993. Aspectes hidrogràfics i planctònics dels voltants de l'Arxipèlag de Cabrera. En: *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Alcover, J. A; Ballesteros, E; Fornós, J. (Eds). CSIC-Edit. Moll, 487-502.

Walker, P., R. D. Cavanagh, M. Ducrocq i S. L. Fowler. 2005. Regional overviews. Northeast Atlantic (including Mediterranean and Black Sea). Pages 71-94 in S.L.

Watanuki, N i B. J. Gonzales. 2006. The potential of artificial reefs as fisheries management tools in developing countries. *Bull. Mar. Sci.* 78: 9-19.

Wheeler, W. N. 1980. Effect of boundary layer transport on the fixation of carbon by the giant kelp *Macrocystis pyrifera*. *Marine Biology*, 56: 103-110.

White A. T., Aliño P. M., Meneses A. T. 2006. Creating and managing marine protected areas in the Philippines-Fisheries. Improved for Sustainable Harvest Project. Philippines Marine Science Institute. Coastal Conservation and Education Foundation, Inc. University of the Philippines Marine Science Institute. Cebu City. Philippines, 83 pp.

Whitehead, P.J.P., M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen i E. Tortonese. 1986. Fishes of the Northeastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO, Paris, 3 vol.

Wood L. J., Fish L., Laughren J., Pauly D. 2008. Assessing progress towards global marine protection targets: shortfalls in information and action. *Oryx*. 42: 340-351.

Worm, B., E. B. Barbier, N. Beaumont, J. E. Duffy, C. Folke, B. S. Halpern, J. B. C. Jackson, H. K. *et al.* 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., M i M. J. Fogarty. 2009. Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325: 578-585.

WSSD. 2002. Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development. UN Department of Economic and Social Affairs, Division of Sustainable Development, New York.

Yellen, J. E., A. S. Brooks, E. Cornelisen, M. J. Mehlman i K. Stewart. 1995. A middle stone age worked bone industry from Katanda, Upper Semiliki Valley, Zaire. *Science*, 268: 553-556.

Zabala, M i E. Ballesteros. 1989. Surface dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Sci. Mar.*, 53: 3-17.

Zabala M., Lousy P., Garcia-Rubies A., Gracia V. 1997. Socio-behavioural context of reproduction in the Mediterranean dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) in the Medes Islands Marine Reserve (NW Mediterranean, Spain). *Sci. Mar.* 61: 79-89.

Zar J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Inc. New Jersey.

Zeller, D. C. i G. Russ. 1998. Marine reserves: patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 917-924.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Savelier i G. M. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer (Ed.), 574 pp.

AGRAÏMENTS

La feina realitzada en aquesta tesi abasta un període molt ampli, on s'han integrat els resultats de diferents projectes, etapes personals i institucions per a les quals he treballat. Les persones que han col·laborat d'una u altra forma són moltes i el primer que vull fer és demanar disculpes si me n'oblido d'alguna. Espero que m'ho retregui i ens beguem unes cerveses junts.

En primer lloc vull agrair als meus pares la llibertat que sempre em varen donar a l'hora de triar estudis i en l'esdevenir de la meua vida professional. El germà del meu pare, el tio Toni, sempre em recolzà moralment amb tot i em presentà de molt jove a n'en Pere Oliver, el qual m'animà a introduir-me en el món de la biologia marina. També la meua tia Mercedes, segur que no se'n recorda, em regalà de molt jove un llibre de biologia, de Karl Von Frish, que em guià d'alguna manera (allò de la influència subtil) cap el que volia exercir de major. En general, a la meua família sempre s'ha parlat molt de natura, de pesca, de caça, de cuina marinera i de camp; i les converses sobre el mar han estat sempre una constant. La meua padrina jove, tia Miquela, el meu tio Nadal i les seves pesqueres d'oblades, les seves filles, especialment la biòloga Cati Beltrán, els meus germans Toni i Andreu, sempre han donat corda a multitud de temes relacionats amb la mar o la natura en general. Un ambient molt agradable.

L'esdevenir durant la carrera, tres anys a Palma i dos a Barcelona, foren positius gràcies a na Cati Ribas, gran científica i persona, que m'ajudà molt a reprendre l'hàbit per l'esforç i l'orgull de fer bé les coses. El juny del 1984, amb 17 anys, havia aprovat el COU i la selectivitat; em quedava per davant un estiu de 4 mesos en el qual em vaig eixebrar d'una manera profunda. Al reincorporar-me a l'estudi en la Facultat de Biologia de la UIB, en el mes d'octubre, em veia a mi mateix com a un alien a un lloc estrany. Em va costar molt tornar agafar el fil de les coses i na Cati fou molt important en aquest sentit, durant la carrera i en els primers anys de biòleg.

No oblido d'aquesta època al meu bon amic Carlos Frau, a n'en J (Juanjo Caldés), a n'en Mariano Gómez i al Comandant Ortega (Juan Carlos Muntaner), encara que aquests desnivellaven la balança cap el sentit contrari que ho feia na Cati. Però era bo, molt bo.

De l'època de Barcelona fou sensacional l'experiència del CIB, les immersions per la Costa Brava els caps de setmana amb personatges com Xus Castillo, Rafel Vinyes, Tòfol, Piolín, Jordi Riera. En Jaume Forcada i en Quim Garrabou també foren excel·lents companys amb els que vaig viure fantàstiques sortides al mar i converses que m'agradaria guardar a algun lloc, la memòria té les seves febleses.

De tornada cap a Palma vull agrair a la Dra. Isabel Moreno, catedràtica de biologia marina aleshores, que m'acceptés com a alumne col·laborador al seu laboratori, que m'integràs en el seu projecte d'esculls artificials, i que en general em deixés fer bastant la meua, amb una llibertat que agraeixo. En aquesta època foren importants els meus companys Joan Moranta, Olga Reñones, Gabriel Morey, es Kiko Mir, en Mino, en Txema Brotons, que malgrat ja somniava amb dofins, realitzà

tasques d'immersió en el projecte d'esculls i m'acompanyà a l'Hospital de Can Misses, després d'un atemptat sofert pels terroristes Kiko Mir i Olga Reñones. Encara arrossego la ferida de guerra.

Quan acabava el projecte d'esculls artificials, na Beatriz Morales m'integrà dins un projecte del CSIC per establir les bases de l'estat de les poblacions de peixos a Cabrera. Aquest projecte durà tan sols 1 any i mig; no tingué continuïtat, però de la seva època naixé el lligam més fort amb Barcelona, amb els consells sempre encisadors d'en Mikel Zabala i amb la pausa sàvia, fora nervis, de n'Antoni Garcia Rubies. Agrair, com no fer-ho, a n'en Toni Garcia que acceptés dirigir-me la tesi; no sé què li vaig vendre perquè em digués que sí; no el coneixia de res; i quan l'anava a visitar se'm quedava mirant fixo, sense dir-me res i gratant-se la closca. Tota una experiència per a un mallorquí jove que entrava en el regne del reputat Departament d'Ecologia de la UB. Però hi ha coses que enamoren i a mi la seva bionomia de peixos em va deixar colat. Faig bionomia de peixos em va dir. Vaig fliplar, però quan vaig llegir la seva tesi m'ho vaig creure al 100%.

Parlant de peixos, dir que fou molt, molt important el regal que em va fer na Catalina Massuti: *“Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. Rev. Ecol (Terre Vie).1985, 40: 467-539”* de la Mirelle Harmelin Vivien i col·laboradors. Allò fou la Bíblia durant molts d'anys i em reforçà la creença que estudiar els peixos litorals d'una forma meravellosa, en immersió, no tan sols era possible, sinó que era la millor forma de fer-ho. La bionomia de peixos continuava agafant força, tot i la cara de pomes agres dels biòlegs pesquers més tradicionals i dels bons i nombrosos ictiòlegs que han donat aquestes illes. Sí, els censos visuals funcionen i molt bé, però tan sols allà on el substrat és dur i el peix hi pot residir. Dolent per al Delta de l'Ebre, collonut per a la Costa Brava i Balears.

Després dels esculls artificials i de Cabrera vingué l'època de l'illa del Toro i dels Malgrats. Recordo amb gratitud l'ajut brindat pel Sr. Iglesias, del primer club de busseig instal·lat a la zona, l'atenció que vaig rebre de Manel Suárez, regidor de cultura a la batllia de Calvià, quan li vaig explicar el projecte; i de la Societat d'Història Natural en general, amb en Toni Martínez, Toni Grau, Joan Fornós, Antonio Rodríguez (Capitán) que recolzaren tirar el projecte de les reserves marines de Calvià endavant. En Joan Moranta i en Mino, grans biòlegs, em varen acompanyar al projecte del qual n'estic més orgullós. Sense ells no hagués sortit tan bé ni de lluny (Miquel, me reps, canvi?).

El 1997 va ser un any d'aquests que diuen de catarsi, que equival literalment a passar-ho puta. L'ajut continu i l'afecte que em mostraren na Cris Sabaté i en Quim Garrabou no s'obliden. Les converses amb el Quim continuen essent com sempre, molt creatives i per gaudir del mar i la ciència, a excepció de quan deriven cap el futbol, que encara són més divertides.

D'aquesta època de catarsi (visquin els eufemismes) vull recordar en Toni Font i agrair que em rescatés per a la seva empresa: Pandion, on m'ho vaig passar molt bé i vaig conèixer a una dona amb collons: na Irene Maggiuli, culpable de què la reserva dels Freus anés com a un tro, i culpable també de nombrosíssimes converses sobre la gestió del mar i la natura. De fet, la reserva integral dels

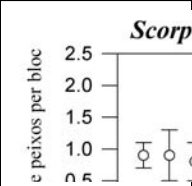
Freus és l'única de Balears que apareix dins les “elegides” en el treball de Sala i col·laboradors (PlosOne, 2012); segur que na Irene hi té a veure amb això.

Després de Pandion vingué de nou un segon projecte d'esculls, amb na Raquel Abad, n'Elvira Àlvarez, na Salud Deudero, en Ramon Mas, en Javier Asensio. Les campanyes a Formentera, que coincidiren amb les primeres campanyes de reserves marines amb el Govern i el CSIC, foren memorables. A ells els he d'agrair el capítol 4 d'aquesta tesi, doncs la seva participació en el mostreig fou fonamental. Què no dir d'en Rafel Nicolau, patró del Pedaç i gran pescador, que ens feia por per la cara d'emprenyo que duia sempre però que dirigia les campanyes d'una forma ordenada i militar, sense botxor acaramullada (sic). Els sopars que preparava en Rafel eren un al·licient més per a sortir de casa cap a Menorca o Formentera..... això sí, no ens deixava parlar de biologia, es barallava contínuament amb l'altre súper biòleg/pescador, en Xisco Riera, i si no, deixava parlar la seva guàrdia de Korps, en Joan Granot, i els seus amics experts en “torpedos filoguiados”.

L'any 2000, amb l'inici del projecte de seguiment de les AMPs balears, i com ja he dit al pròleg, començà l'etapa més dolça, fins el 2011, quan acabà. N'Enric Massuti, director general de Pesca del llegendari primer Pacte de Progrés, i en Toni Grau, puntal impertèrrit del Servei de Recursos Marins, feren les coses fàcils, quan segurament no ho eren tant, i construïren un projecte fabulós. Millorable, subjecte a la crítica, sí; però fabulós. Tingueren la visió d'emprar els fons europeus per a la pesca en la declaració, gestió i seguiment científic de tres reserves marines inicials, que finalment passaren a ser una xarxa de 7 AMPs.

D'aquesta època i recordant na Irene Maggiuli, vull aprofitar per agrair la tasca contínua, de gran nivell, en la vigilància de les reserves marines de Balears per part de tots els equips que han anat passant per la ex-Direcció General de Pesca. Agrair la seva tasca i el seu ajut en totes les campanyes, on demostraren una predisposició i una paciència importants. A la Reserva de Palma: en Pedro Quesada i en Dani Mascaró; a la Reserva dels Freus: la mateixa Irene, en Javi Asensio, en Yan Chastaing, Alex Martin, Jorge Jiménez, Enric Costa, David García i na Patrícia Arbona. A la Reserva de Menorca fou i és un bastió de coratge i estima per la feina ben feta i el bon humor, en David López Luna, en Luna, gran company, biòleg i amic, amb el qual, i a l'igual que amb la biòloga Marta Sales, un se n'adona que la condició d'illenc et separa moltíssim de gent que un veuria molt més sovint. De Menorca també agrair els companys d'en David: en Fabià i na Cristina per les hores que ens han dedicat al mar. I a n'Aleix Riera i Tolo Coll, magnífics pescadors, pels seus consells, converses i per la sípia anual que sempre ens brindaven per fer el sofregit de l'arròs (escassegen les sípies a finals de juny).

A la Reserva del Migjorn, agrair a n'en Tomeu Orell (Tolito) i a n'en Jaume Pinyol els bons moments que ens han fet passar, feina i riure, gran combinació. A la reserva de Llevant, agrair i recordar als “caídos”: Guillem Martí, Raúl Duarte i Joan Picornell, magnífics vigilants dels quals espero que s'incorporin prest a la cura del mar i, si més no, que trobin una feina millor i prest.



En els primers anys del seguiment de les reserves i, concretament, en el 2002 i el 2003 vaig passar 240 dies al mar, fora de casa (se diu ràpid). Al seguiment tradicional de les AMPs del Govern, s'afegí un projecte Life amb el que per difusió passiva, per osmosi, m'hi vaig/varen integrar. Aquell era el moment de patir una mutació, que ens sortissin escates i ganyes, hagués anat bé. N'Emma Cebrián era com a una peça més de l'embalum que dúiem a totes les campanyes, n'Emma estava per tot, a d'alt, a vall, amb consells, rialles, moments durs i moments de festa. D'en Kike no vull parlar molt perquè possiblement estigui al tribunal de la tesi. Només diré una cosa: un mestre de la natura i algú qui sempre fa ganes de veure i amb qui parlar, recordar, i també discutir.

De la darrera etapa de feina per al Govern han estat dos baluards n'Oliver Navarro i en Biel Morey, grans companys i amics. N'Oliver ha fet i fa una feina sorda, que sembla que no hi és però que ha possibilitat el bon funcionament de les AMPs balears durant molts d'anys. La seva dedicació i vocació és total, i el seu companyerisme molt gran, llàstima que sigui del Reial Madrid. En Biel Morey m'ha ajudat moltíssim, sense un no, sense treure pit pel que feia, resolvent problemes amb els que jo a vegades em quedava enfangat. El seu coneixement dels taurons alimentarà la llista de grans naturalistes que han donat aquestes illes, sense cap dubte. I espero de debò que tornem a formar un equip prest.

A la fase final, durant l'etapa de redacció i publicació dels darrers treballs, han estat importants personatges com en Ben Stobart, Miquel Palmer, David Díaz, Lucia Rueda, Olga Reñones i Diego Àlvarez, naturalistes i professionals de la biologia d'un gran nivell, amb els qual sempre s'aprèn. Agrair molt sincerament també la facilitat que m'ha brindat en tot moment el meu cap de feina actual, en Javier Llorente, coordinador d'una reserva marina de gran interès pesquer: Llevant-cala Rajada, per poder desenvolupar les meves curolles científiques. Dins la mateixa empresa, Tragsatec, no em vull oblidar de na Laura Yuste: impressionant. Haurien de fer clons d'aquesta dona i amollar-los arreu en el nostre maltractat país. Tot milloraria en poc temps, encara que el GIS no serveixi per a tot, us asseguro que tot milloraria.

A ciutat, a casa, en els moments en que la feina quedava lluny, han estat sempre al seu lloc, alegrant-me la vida, i comprenent les meves desaparicions periòdiques, amb l'enteniment que tan sols brinden els magnífics amics: Jaume Enseñat, Javier (Brother, Silvestre, Gringo) i Antón Córdoba.

Darrera de tot això, una mescla de moltíssima feina, relacions humanes, moments bons, dolents, molts reptes i alguna frustració, ha estat sempre na Paz Sancho, un volcà d'intel·ligència i bon humor, de positivisme i recolzament en tot moment. Una enamorada de la natura, des d'una perspectiva diferent a la nostra, la del romanticisme, la bellesa i la comunió amb les plantes, els animals i els esperits.

Gracias Paz, por todo.

Esporles, 9 de febrer de 2013